

UNIVERSITA' DI BOLOGNA

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di Laurea Magistrale in BIOLOGIA MARINA

**Distribuzione spazio-temporale dei pesci demersali
sulla piattaforma continentale del Golfo di Antalya**

Tesi di laurea in Struttura e connettività delle popolazioni marine

Relatore

Prof. Fausto Tinti

Presentata da

Claudia Miglietta

Correlatore

Prof. M. Cengiz Deval

I sessione
Anno Accademico 2014/2015

*ma guardate l'idrogeno tacere nel mare
guardate l'ossigeno a suo fianco dormire:
soltanto una legge che io riesco a capire
ha potuto sposarli senza farli scoppiare*

Indice

1. INTRODUZIONE	pag 1
1.1 Area di studio	pag 5
<i>1.1.1 Caratteristiche dell'area</i>	pag 5
<i>1.1.2 Caratteristiche biocenotiche</i>	pag 6
<i>1.1.3 La Pesca in Turchia e nel Golfo di Antalya</i>	pag 3
1.2 Le specie oggetto di studio	pag 8
<i>1.2.1 Mullus barbatus (Linneo, 1758)</i>	pag 9
<i>1.2.2 Upeneus moluccensis (Bleeker, 1855)</i>	pag 10
<i>1.2.3 Upeneus pori (Ben-Tuvia and Golani, 1989)</i>	pag 11
2. SCOPO DELLA TESI	pag 13
3. MATERIALI E METODI	pag 14
3.1 La campagna sperimentale	pag 14
3.2 Campionamento	pag 15
3.3 Operazioni a bordo	pag 16
<i>3.3.1 Operazioni sul pescato</i>	pag 16
<i>3.3.2 Campionamento parametri ambientali</i>	pag 17
3.4 Analisi in laboratorio	pag 18
<i>3.4.1. Analisi del pescato</i>	pag 18

3.4.2 <i>Trattamento parametri ambientali</i>	pag 19
3.5 Analisi statistica dei dati	pag 19
3.5.1 <i>I dati ambientali</i>	pag 19
3.5.2 <i>I dati biologici</i>	pag 20
3.5.2.1 <i>Analisi della comunità demersale</i>	pag 20
3.5.3 <i>Relazione dati biologici e variabili ambientali</i>	pag 21
3.5.4 <i>Determinazione delle specie discriminanti</i>	pag 22
3.5.5 <i>Le specie commerciali</i>	pag 23
4. RISULTATI	pag 25
4.1 I dati ambientali	pag 25
4.1.1 <i>La correlazione tra i dati ambientali</i>	pag 27
4.1.2 <i>L'analisi multivariata</i>	pag 28
4.2 I dati biologici	pag 31
4.2.1 <i>I popolamenti demersali e indici di biodiversità</i>	pag 31
4.2.2 <i>La struttura spaziale del popolamento</i>	pag 36
4.3 Combinazione dati biologici e ambientali	pag 41
4.4 Le specie commerciali	pag 42
4.5 <i>Mullus barbatus</i> (Linneo, 1758)	pag 44
4.5.1 <i>Analisi della progressione modale</i>	pag 48
4.5.2 <i>Relazione taglia-peso</i>	pag 49
4.6 <i>Upeneus moluccensis</i> (Bleeker, 1855)	pag 51
4.6.1 <i>Analisi della progressione modale</i>	pag 55
4.6.2 <i>Relazione taglia-peso</i>	pag 56
4.7 <i>Upeneus pori</i> (Ben-Tuvia and Golani, 1989)	pag 58
4.7.1 <i>Analisi della progressione modale</i>	pag 62
4.7.2 <i>Relazione taglia-peso</i>	pag 63
5. DISCUSSIONE	pag 65

6. CONCLUSIONI	pag 71
7. BIBLIOGRAFIA	pag 72
8. SITOGRAFIA	pag 80
9. APPENDICE	pag 81

1. INTRODUZIONE

Fin dall'antichità la pesca è stata una delle principali risorse praticate dall'uomo per soddisfare il suo bisogno di proteine animali. Nel corso dei secoli tale attività si è sviluppata con lo scopo di massimizzare la resa delle catture. Attualmente l'uomo è in grado di pescare organismi che vivono in superficie, nella colonna d'acqua oppure sul fondo o addirittura infossati (Bombace & Lucchetti, 2011).

Fino agli inizi del secolo scorso il mare era considerato una fonte inesauribile di risorse. Le risorse ittiche sebbene siano rinnovabili non sono però inesauribili. La rapida evoluzione tecnologica nel settore della pesca, che si è verificata a partire dalla seconda metà del '900, ha avuto forti ripercussioni sullo stato degli stock ittici (Valdemarsen, 2001). Basti dire che all'inizio del '900 la produzione mondiale ammontava a circa 4 milioni di tonnellate, mentre nel 1970 essa era di circa 70 milioni (Santojanni, 2001). Nel periodo 1961-2009 il fabbisogno e di conseguenza l'approvvigionamento alimentare di pesce mondiale è cresciuto enormemente, con un tasso medio di crescita del 3,2 % all'anno (FAO, 2012). Dalle ultime stime è risultato che le catture della pesca e i prodotti dell'acquacoltura hanno fornito a livello mondiale circa 148 milioni di tonnellate di pesce nel 2010, di cui circa 128 milioni di tonnellate sono stati utilizzati come alimento umano (FAO, 2012).

Attualmente, secondo alcuni autori e studi, il 29% degli stock ittici è collassato (Worm *et al.*, 2006). Stime prodotte dalla FAO, affermano che circa il 50% degli stock è sovrasfruttato, condizione che si realizza quando la velocità di sfruttamento delle risorse è maggiore rispetto alla loro capacità di rigenerarsi.

Lo scenario futuro è critico, e secondo Worm *et al.*, (2006), se questa tendenza continuerà a lungo termine, tutte le specie di pesci e di specie marine sono destinate a estinguersi entro il 2048.

Gli effetti della pesca sulle risorse ittiche possono manifestarsi a due differenti livelli: o a livello di popolazione con conseguenze ad esempio sui “*life history traits*” esibiti localmente dalle singole specie o ad un livello di complessità e diversità ecologica più alto coinvolgendo la struttura di comunità. Le conseguenze che si manifestano sulle singole specie sono ad esempio la riduzione della taglia media, la

diminuzione della taglia/età riproduttiva, la riduzione del potenziale riproduttivo della popolazione o la variazione della *sex ratio* della popolazione. La variazione della *sex ratio* ad esempio ha ripercussioni in particolare sugli organismi ermafroditi proterandri o proterogini. Tutti questi aspetti hanno importanti ripercussioni sulla struttura demografica di una popolazione.

Sulle comunità una prima conseguenza è la diminuzione dell'abbondanza degli *stock*. Un'immediata riduzione nella densità delle specie non-target è spesso riportata seguire l'impatto degli attrezzi da pesca di tipo mobile (Auster & Langton, 1998). Altra conseguenza è il depauperamento della biodiversità intesa come variazioni nella composizione specifica, ma si può manifestare anche a livello di popolazione come riduzione della diversità genetica. in termini di numero di alleli e frequenza di genotipi eterozigoti. A livello ecologico la riduzione della diversità può portare ad un aumento della dominanza specifica, alla variazione dei rapporti di competizione e predazione e a modificazioni nella struttura trofica. Gli stock sovrasfruttati hanno popolamenti con una significativa riduzione nell'abbondanza e nella taglia delle specie e una chiara alterazione delle food webs (Miller & Grestner, 2002; Friedlander & DeMartini, 2002; Friedlander *et al.*, 2003; Sandin *et al.*, 2008; Stuart-Smith *et al.*, 2008).

Talvolta gli effetti della pesca possono estendersi oltre la diretta estrazione delle risorse ittiche (Sangil *et al.*, 2013). Anche in modo indiretto, secondo Auster & Langton (1999), la pesca ed in particolare gli attrezzi utilizzati, rappresentano un disturbo fisico sugli habitat marini. L'utilizzo di attrezzi mobili riduce la complessità degli habitat. Fra gli attrezzi di tipo mobile, ad esempio la rete a strascico provoca alterazioni ai fondali, queste alterazioni possono riflettersi indirettamente sulle popolazioni, specialmente su quelle bentoniche che vivono a stretto contatto con il fondo. Le reti a strascico inoltre sono caratterizzate da una scarsa selettività. Questo tipo di pesca è ampiamente ritenuta l'attività umana con il maggiore impatto sulla piattaforma continentale a livello mondiale (Jennings & Kaiser, 1998; Thrush *et al.*, 1998).

Per le specie demersali in particolare la struttura degli habitat fornisce zone di riproduzione e di nursery. La produzione degli ecosistemi di fondo rappresenta una fonte di cibo per le specie commerciali demersali (Muntadas *et al.*, 2014). La

produzione dell'infauna ed epifauna di maggiori dimensioni decresce in aree fortemente interessate dalla pesca a strascico (Jennings *et al.*, 2001; Hiddink *et al.*, 2006; Queirós *et al.*, 2006). Una riduzione dell'infauna di maggiori dimensioni potrebbe e di conseguenza le componenti economicamente più importanti dello stock (Fanelli *et al.*, 2011).

Il Mar Mediterraneo è il più grande mare interno del mondo ed è da millenni sfruttato da attività antropiche costiere e tra queste anche dalla pesca. L'attività di pesca nell'area mediterranea non è una semplice attività economica, ma ha da sempre ricoperto un ruolo nella tradizione e nella cultura locale. L'area mediterranea ha una struttura dinamica essenzialmente dovuto all'entrata di nuove specie, prevalentemente originarie del Mar Rosso (Lessepsiane; Yemiskén *et al.*, 2014). Quest'area è un'importante zona di pesca, qui si pescano l'1.7% delle catture mondiali. La conseguenza è che gli ecosistemi mediterranei subiscono da anni alterazioni dirette ed indirette (Margalef, 1985). La pesca demersale nel mare *Nostrum* è multispecifica volta cioè alla cattura di un gran numero di specie target, questa sua caratteristica la contrappone alla pesca Nord Europea quasi essenzialmente monospecifica con poche specie target. La multispecificità della pesca demersale in quest'area è da ricercare nella sua conformazione geologica, la piattaforma continentale è in genere molto stretta ed è qui che qui si concentrano in gran parte le risorse alieutiche. Queste caratteristiche condizionano il tipo di pesca praticata, che è in genere costiera con imbarcazioni che non superano i 12 m di lunghezza. Questo tipo di pesca per lo più artigianale costituisce l'80% della flotta mediterranea. La piccola pesca impiega attrezzi quali nasse, palangari, tramagli e reti. Un ruolo importante è svolto però anche dalla flotta con imbarcazioni di maggiori dimensioni, per lo più pescherecci a ciancio, a strascico e pelagici. Lo sfruttamento delle stesse zone da parte delle due flotte spesso crea dei conflitti d'uso. Il mondo scientifico ha da pochi decenni iniziato ad occuparsi delle problematiche legate all'attività di pesca al fine di preservare e mantenere le risorse alieutiche. Numerose sono state le iniziative legate alla sua regolamentazione e gestione. Le strategie di gestione attuali nella zona mediterranea comportano limitazioni dello sforzo di pesca (aree chiuse in maniera permanente o temporanea, limitazione della potenza del motore, licenze, ecc.) e misure tecniche (taglia minima di sbarco, dimensione delle maglie, ecc.) (Caddy, 1993; Smith, 2000; Leonart & Maynou,

2003; Muntadas *et al.*, 2014). Talvolta però come sottolineato da Kaieser *et al.*, (2006) le stagioni di chiusura non sono bastevoli al recupero della comunità bentonica tra due successivi periodi d'impatto, specialmente su fondali fangosi dove le comunità potrebbero richiedere anni per il recupero delle alterazioni antropiche legate alla pesca a strascico. Altro strumento di gestione sono le aree permanentemente chiuse a qualsiasi attività di pesca, che potrebbero garantire un recupero degli ecosistemi, ristrutturando habitat e comunità. Le aree marine protette (AMP) sono strumenti che forniscono stabilità alle specie sfruttate e favoriscono la biomassa (Miller & Grestner, 2002; Friedlander *et al.*, 2003; Garcia-Charton *et al.*, 2004). La gestione della pesca nel Mediterraneo è complessa non solo per la sua eterogeneità di habitat, per il numero di specie coinvolte e per i diversi metodi di pesca impiegati, ma anche per la differenza di regolamentazioni tra gli Stati che non necessariamente rispondono alla normativa europea. Nelle prospettive di gestione si pongono gli studi e le campagne di raccolta dati, come le campagne MEDITS (*MEDiterranean International bottom trawl survey*) il cui fine è quello di produrre informazioni sulle specie demersali e bentiche in termini di distribuzione e abbondanza delle popolazioni nonché di dati biologici e ecologici. La produzione di basi di dati sulla condizione degli stock coniugate all'utilizzo di serie storiche, fornisce una base scientifica su cui incentrare le politiche di conservazione delle risorse alieutiche, permettendo di comprendere l'evoluzione delle popolazioni sfruttate.

Oltre le attività antropiche, che comunque rappresentano la maggiore fonte di variabilità delle risorse alieutiche, anche le variabili ambientali possono influenzare la componente vivente. I popolamenti di pesci della zona litoranea sono fortemente condizionati dalle peculiari condizioni naturali e dalla pesca (Sangil *et al.*, 2013). Un buon metodo di gestione delle risorse prevede l'integrazione con dati ambientali. Secondo Massutí *et al.*, (2008), la conoscenza degli effetti ambientali sulle popolazioni marine può essere utilizzata per migliorare la valutazione e le previsioni sulle condizioni degli stock. Le variabili abiotiche sono fattori importanti nel descrivere la distribuzione spaziale delle specie, e inoltre giocano un ruolo importante nell'indurre cambiamenti nella struttura dei popolamenti (Luckhurst & Luckhurst, 1978). Gli studi sulle relazioni tra l'ambiente e le popolazioni sfruttate sono stati però sporadici. La scarsità di studi sull'influenza dell'ambiente sulle

dinamiche di popolazioni di specie sfruttate nel Mediterraneo è più pronunciato per le risorse demersali (Massutí *et al.*, 2008). Le variazioni in temperatura, salinità e regime delle correnti, possono influenzare la produttività e la distribuzione degli stock ittici (Cushing & Dickson, 1976; Southward *et al.*, 1988; Dickson & Brander, 1993; Alheit & Hagen, 1997; Lehodey *et al.*, 1997; Lloret *et al.*, 2001).

È importante sottolineare che la maggior parte dei pesci sono organismi ectotermi, non sono cioè in grado di regolare la loro temperatura corporea e risentono in maniera particolare della temperatura dell'ambiente che li circonda. È necessario però precisare che le variazioni consistenti di temperatura sono quasi inesistenti a profondità maggiori ai 100 m. Le variabili naturali possono per lo più influenzare varie fasi del ciclo vitale delle specie marine come: lo sviluppo delle uova, il reclutamento degli stadi larvali (Massutí *et al.*, 2008).

1.1 Area di studio

1.1.1 Caratteristiche dell'area

Lo studio è stato condotto nel Golfo di Antalya, sito nel Mediterraneo orientale e nella costa meridionale della Turchia (Figura 1.1). Il Golfo di Antalya è caratterizzato da alte temperature, elevata salinità e da oligotrofia (Kebapçıoğlu *et al.*, 2010). Nel quadro dei mari che circondano la Turchia è infatti il mar Nero il più efficiente in termini di input di nutrienti. Da un punto di vista geologico il golfo è caratterizzato da un improvviso aumento della profondità, la sua profondità massima è compresa tra i 2.400-2.600 m. Per questi motivi è una zona ristretta per la pesca a strascico. La parte occidentale e orientale del golfo differiscono per la batimetria e per le caratteristiche oceanografiche (Çardak *et al.*, 2015).

La zona investigata nel presente studio comprende differenti habitat, la parte occidentale è caratterizzata da una costa rocciosa e da una scarpata ripida e irregolare, mentre la zona orientale ha coste sabbiose. Qui la pesca a strascico è possibile sulla piattaforma continentale e sulla maggior parte della scarpata. I fiumi nella regione di Antalya sono ventinove. Tre di questi, tra cui spicca per portata il

fiume Manavgat, sfociano nella zona orientale del golfo provocando una più bassa salinità rispetto alla zona occidentale (Çardak *et al.*, 2015).

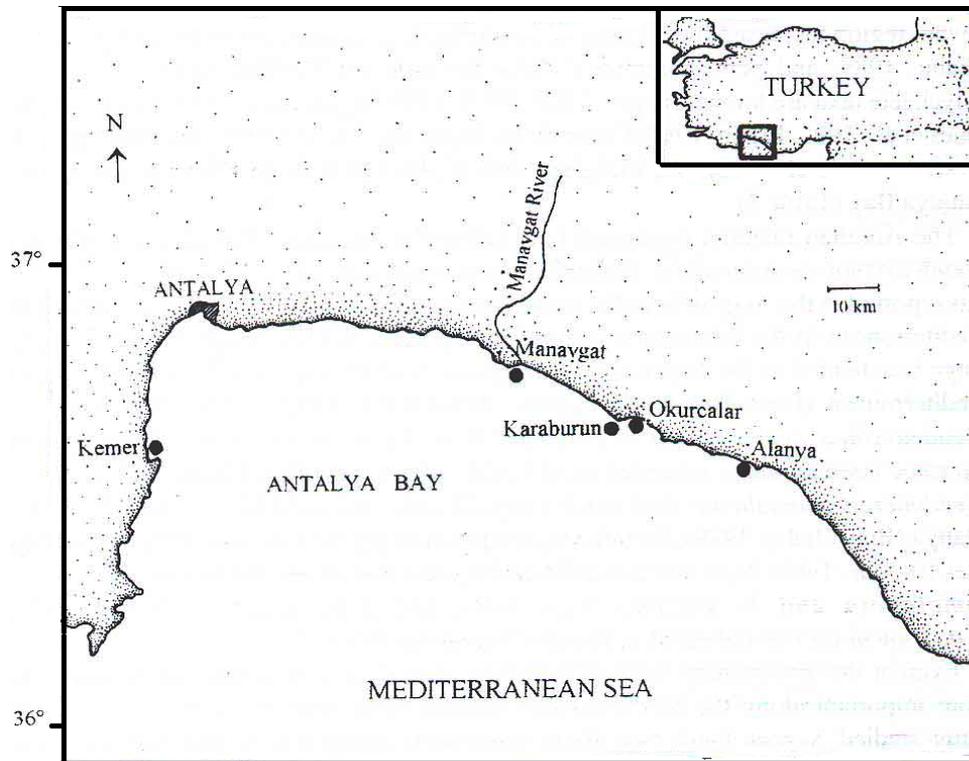


Fig. 1.1- Il Golfo di Antalya.

1.1.2 Caratteristiche biocenotiche

Da precedenti studi condotti nel Golfo di Antalya (Kebapcioglu *et al.*, 2010) è emerso come che le specie demersali con il più alto indice di biomassa sono *Gymnura altavela* (Linneo, 1758), *Mullus barbatus* (Linneo, 1758), *Dasyatis pastinaca* (Linneo, 1758), *Pagellus erythrinus* (Linneo, 1758) ed *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), mentre quelle con i più alti valori di abbondanza sono *M. barbatus* (Linneo, 1758), *P. erythrinus* (Linneo, 1758), *Bothus podas* (Delaroché, 1809), *Citharus linguatula* (Linneo, 1758) e *Lepidotrigla cavillone* (Lacepède, 1801). La ricchezza in specie nel Mediterraneo è cambiata con l'aumento del numero di specie introdotte di origine lessepsiana. La baia occupa una posizione strategica per quanto concerne le bioinvasioni. Le specie lessepsiane si stabiliscono nel Mediterraneo orientale, di solito seguendo le coste di Israele, Libano, Siria, Cipro

e l'Asia Minore (Por, 1978). Gli habitat più adatti alla colonizzazione lessepsiana sono le superfici sabbiose o i substrati fangosi (Golani & Bentuvia, 1989; Golani, 1998)

1.1.3 La Pesca in Turchia e nel Golfo di Antalya

In Turchia, la produzione dell'attività di pesca che includendo l'acquacoltura, raggiunge 661.991 t, con un aumento di 117.218 t rispetto all'anno precedente (FAO, 2008) Di queste, 533.000 t provengono dalla pesca (80%), il restante 20% è da attribuire all'acquacoltura, e fornisce circa il 0,6% della produzione ittica mondiale (FAO, 2008).

I mari che bagnano la Turchia sono: il Mar Nero, il Mar di Marmara, il Mar Egeo e il Mar Mediterraneo. Le specie più pescate in questi mari sono: l'acciuga, la sardina, il sugarello, il merlango, la boga, il cefalo, la triglia di fango, lo spratto, l'orata, ecc. (FAO, 2008). Tra questi mari, il mar Nero è il più produttivo, la sua principale risorsa pelagica è l'acciuga, e come specie demersali spiccano la triglia di fango e il merlango.

In Turchia la maggioranza dei pescatori è impegnata in una pesca di tipo artigianale, con strumenti quali i palangari e le reti da posta. L'85% della flotta turca è costituita da barche che non superano i 10 m di lunghezza, queste si concentrano in prossimità della costa ed hanno un forte impatto sulle specie che frequentano le acque costiere come i rappresentanti della famiglia Mullidae.

Nella zona di Antalya ci sono 690 barche da pesca e il 97% di queste, ha una lunghezza inferiore ai 12 m (Olguner & Deval, 2012). La produzione della regione di Antalya è stimata intorno a 4509 t annue. Il 60-80% delle catture è costituito da pesci pelagici e le specie maggiormente pescate nel Golfo sono: la sardina, il sugarello, la boga, lo sgombro, l'orata, la triglia (BAKA, 2012).

Le politiche di gestione della pesca in Turchia si sono impegnate alla diminuzione dello sforzo di pesca. Le tecniche di gestione in vigore comprendono: chiusure stagionali, aree protette, limiti sulla taglia delle imbarcazioni, limiti sulle reti da pesca e sulla taglia delle maglie. Nessuna licenza di pesca è stata rilasciata dal 2002 (FAO, 2008).

1.2 Le specie oggetto di studio

Le specie oggetto di studio sono tutte appartenenti alla famiglia Mullidae: *Mullus barbatus*, *Upeneus moluccensis* e *Upeneus pori*. In Mediterraneo sono presenti solo due generi di Mullidae: *Upeneus* e *Mullus*, il primo è distribuito esclusivamente lungo le coste del bacino orientale (Turchia, Siria , Israele , Egitto). Delle specie esaminate solo *Mullus barbatus* è indigena del Mediterraneo. Delle 14 specie di Mullidae tipiche del Mar Rosso solo due sono migrate nel Mar Mediterraneo: *Upeneus moluccensis* e *Upeneus pori* (Goren & Dor, 1994; Golani, 1998).

Le specie appartenenti a questa famiglia sono di piccola taglia con corpo leggermente compresso, le scaglie sono relativamente grandi. Gli occhi sono situati lungo il profilo dorsale e la bocca è piccola e leggermente protrattile. Le pinne dorsali sono ben separate e la pinna caudale è forcuta. Caratteristica peculiare dei Mullidi è la presenza di barbigli sotto il mento che possono ripiegarsi e posizionarsi in un solco mediano. Questi barbigli sono impiegati come organi di senso tattili nella ricerca del cibo. I colori sono vivaci, predominano le tonalità del rosso e del giallo.

I Mullidae si ritrovano come pesci demersali nelle acque costiere delle zone calde o temperate. Vivono in gruppo o isolati. Sono pelagici negli stadi giovanili per poi diventare bentonici negli stadi adulti. In quest'ultima fase si spostano da acque costiere poco profonde verso il largo.

1.2.1 *Mullus barbatus* (Linneo, 1758)



Fig. 1.2- Triglia di fango, *Mullus barbatus*.

La triglia di fango, *Mullus barbatus* (Figura 1.2), è una specie ittica demersale, diffusa in tutto il bacino del Mediterraneo e nell'Atlantico orientale dalla Scandinavia al Senegal. Questa specie demersale vive a stretto contatto con il fondo soprattutto per motivi trofici (Demestre *et al.*, 1998). Vive a profondità comprese tra i 10 e i 500 m anche se è molto comune tra 20 e 200 m su fondali sabbiosi o fangosi (Fischer *et al.*, 1987). La triglia di fango è un'importante specie commerciale nel Mediterraneo, essendo una delle principali specie target per le flotte a strascico (Caddy, 1993; Tserpes *et al.*, 2002; Muntadas *et al.*, 2014), dove costituisce in media il 7,2% del pescato totale (Muntadas *et al.*, 2014). Questa specie rappresenta una delle principali specie commerciali della pesca in Turchia (Akyol *et al.*, 2000).

Mullus barbatus ha un muso schiacciato. La sua livrea è rosata con macchie rossastre, senza nessuna linea sulle pinne o sul corpo. La sua alimentazione consiste in una dieta essenzialmente carnivora che è fatta di Crostacei, Molluschi, Policheti e Pesci. La sua lunghezza massima è di 30 cm, ma la taglia più comune è tra i 10 e 20 cm. Le femmine in genere sono più grandi dei maschi, tanto che al di sopra dei 20 cm gli individui sono quasi esclusivamente femmine (Bombace & Lucchetti, 2011). Nel Mediterraneo in genere la triglia si riproduce nel periodo tra Aprile e Luglio,

generalmente ad alcune miglia dalla costa, su fondali di natura sabbiosa o fangosa, che possono arrivare fino a 100 m. Gli adulti migrano quando la temperatura dell'acqua sotto costa diviene troppo bassa (Gramitto, 2011). Le zone più profonde rappresentano per questa specie le zone di riproduzione. I giovanili si concentrano in prossimità delle zone sabbiose costiere per poi migrare nel periodo tardo-estivo verso il largo a profondità maggiori per unirsi allo stock degli adulti. Il reclutamento avviene tra Settembre e Ottobre.

1.2.2 *Upeneus moluccensis* (Bleeker, 1855)



Fig. 1.3- *Upeneus moluccensis* (Fischer, 1973).

Upeneus moluccensis (Fig.1.3) è un pesce demersale commercialmente importante lungo le coste turche del Mediterraneo (İşmen, 2006) e la sua biomassa è aumentata negli ultimi anni. Vive principalmente su substrati sabbiosi, fangosi o ghiaia, solitamente ad una profondità compresa tra i 20 e i 50 m ed è diffuso fino ai 120 m di profondità. È una specie subtropicale distribuita nell'Oceano Indiano occidentale, dal Mar Rosso fino alle coste a sud dell'Oman (Ben-Tuvia & Golani, 1989). I suoi primi avvistamenti sulle coste della Turchia risalgono alla fine degli anni '40.

Questa specie ha un capo conico e leggermente allungato. La colorazione è argenteo-rosa con un'evidente striscia giallo-oro. La striscia corre lungo la linea laterale e si estende dall'occhio fino alla base della pinna caudale superiore.

La massima lunghezza è 22 cm, ma comunemente si aggira intorno ai 18 cm. La sua lunghezza è minore rispetto le altre specie di Mullidae autoctone del bacino mediterraneo. Il periodo di riproduzione va da Marzo ad Agosto (Cicek *et al.*, 2002). Torcu & Mater (2000) riportano inoltre che la sua riproduzione può continuare fino a Novembre. La taglia di maturità sessuale si aggira intorno ai 10 cm nel primo anno di vita, sia per gli individui maschi che femmine.

1.2.3 *Upeneus pori* (Ben-Tuvia & Golani, 1989)



Fig. 1.4- *Upeneu pori* (CIESM, 2002).

Upeneus pori (Fig.1.4) è distribuita su substrati sabbiosi e rocciosi fino a 50 m di profondità ed è catturata in grandi quantità da reti a strascico tra i 10 e i 40 m (Ismen, 2006; Cicek & Avsar, 2011). Questa specie è stata avvistata per la prima volta nella baia di Iskenderun, la specie era riportata con alcuni sinonimi come *Upeneus asymmetricus*, *Upeneus tragula* e *Upeneus vittatus* (Golani *et al.*, 2002). *Upeneus pori* è una specie commerciale e negli ultimi anni, è stata una delle dieci

specie più catturate nella pesca a strascico nelle zone poco profonde sulle coste mediterranee orientali della Turchia (Cicek *et al.*, 2006).

Gli individui si nutrono di invertebrati, principalmente crostacei, e in maniera minore di policheti, che intercettano con i loro barbigli (Cicek & Avsar, 2011).

La lunghezza totale massima riportata in letteratura è di 19 cm (Randall, 1995), ma generalmente è più comune tra i 5 e i 14 cm. Il corpo può essere grigiastro o marrone. La pinna caudale ha 11-15 strisce, 4-6 nel lobo superiore marroni o rosse mentre il lobo inferiore conta 5 o 9 strisce rosse oppure grigie.

La stagione riproduttiva va da Aprile a Settembre. Questa specie ha una prima fase di vita pelagica infatti le larve e le uova sono planctoniche, questa è una caratteristica comune a molte specie demersali. La vita demersale inizia ad una taglia di 3-4 cm, 6-9 mesi dopo la nascita.

2. SCOPO della TESI

Lo scopo della presente tesi è stato quello di esplorare la struttura nello spazio e nel tempo delle risorse ittiche demersali nel Golfo di Antalya. La valutazione spazio-temporale è avvenuta prendendo in esame campionamenti effettuati in tre sezioni differenti del Golfo in tre stagioni consecutive (primavera, estate e autunno). I campionamenti sono stati realizzati a diverse profondità. In primo luogo è stata esaminata la possibile influenza che cinque variabili ambientali (temperatura, salinità, ossigeno, pH, materia sospesa) hanno sulla struttura della fauna demersale. L'obiettivo è quello di determinare se queste variabili ambientali sono o meno correlate con la struttura del popolamento in esame. In secondo luogo sono state valutate le possibili variazioni della struttura della comunità legate alla stagione e alla profondità. La composizione del popolamento demersale è stata anche esaminata, sempre su scala spaziale, per esplorare gli effetti legati allo sfruttamento esercitato dall'attività di pesca. Delle tre aree investigate due sono aperte all'attività di pesca mentre una è permanentemente chiusa ad ogni tipo di attività.

Le conseguenze prodotte da questa attività sono state studiate anche a livello di popolazione. In questo ambito sono state selezionate tre specie commercialmente importanti nell'area in esame: *Mullus barbatus* (Linneo, 1758), *Upeneus moluccensis* (Bleeker, 1855) e *Upeneus pori* (Ben-Tuvia & Golani, 1989). Per queste specie, sono state valutate le variazioni in biomassa e in abbondanza su scala spaziale e temporale, la *sex ratio*, l'età, la crescita e le relazioni taglia-peso, ottenendo indicazioni sulle possibili variazioni della struttura demografica relate alla pressione di pesca.

3. MATERIALI E METODI

3.1 La campagna sperimentale

I dati analizzati nel presente studio provengono da una campagna sperimentale di pesca a strascico nell'ambito del progetto n° 2014.01.0111.001, sostenuta dall'Unità di Coordinamento di Ricerca Scientifica dell'Akdeniz University. Le campagne sperimentali di pesca a strascico sono uno strumento scientifico d'indagine atto a valutare lo stato delle risorse ittiche (Doubleday & Rivard, 1981; Relini, 1998). La campagna sperimentale è stata condotta all'interno dell'area del Golfo di Antalya. I dati sono stati raccolti durante tre crociere in tre differenti stagioni, rispettivamente nel mese di Maggio, Agosto e Ottobre 2014. La campagna è stata condotta a bordo della nave da ricerca "Akdeniz Su" (Figura 3.1.; lunghezza complessiva 26,5 m, 160 tonnellate di stazza lorda, potenza del motore 670 kW) della Facoltà di Fisheries dell' Akdeniz University.



Fig. 3.1- Foto della nave da ricerca "Akdeniz Su".

La raccolta dei dati ha interessato tre aree: le prime due aperte alla pesca ed una da nove anni chiusa all'attività di pesca. Durante tutto l'anno nella provincia di Antalya è proibita l'attività di pesca entro 2 miglia dalla costa. La prima area si estende dalla regione di Lara fino alla città di Side. L'area protetta invece comprende la regione tra la città di Side e Gazipasa, in cui è vietata ogni tipo di pesca a strascico in acque

territoriali secondo il R.G. 26.02.2005/ 25739. L'area di studio copre un range in profondità tra 10 e 200 m.

3.2 Campionamento

In ogni crociera il campionamento è stato effettuato in tre transetti (Fig.3.2) due dei quali nella zona aperta alla pesca. Per ogni transetto è stato applicato un campionamento stratificato con i seguenti limiti batimetrici: 10, 25, 75, 125 e 200 m. La cala rappresenta l'unità di campionamento. Sono state realizzate 15 cale per ogni campagna di pesca, con un totale complessivo di 45 cale effettuate.

Ogni campionamento ha avuto una durata di 30 minuti dal momento in cui l'attrezzo è in prossimità del fondo. All'inizio e alla fine dell'attività di traino della rete sono state annotate latitudine e longitudine e profondità. È stata inoltre anche annotata la velocità di traino dell'imbarcazione. Per ogni cala effettuata sono stati misurati parametri ambientali sia chimici che fisici.

Come attrezzo di campionamento è stata utilizzata una rete a strascico (Fig. 3.3) a divergenti in polietilene. La lunghezza della lima dei galleggianti è di 15,3 m. Il sacco ha maglie romboidali con apertura di 44 mm. Il sacco è la rete commerciale, ed è protetto da una fodera di copertura in poliammide con maglie di apertura di 24 mm.

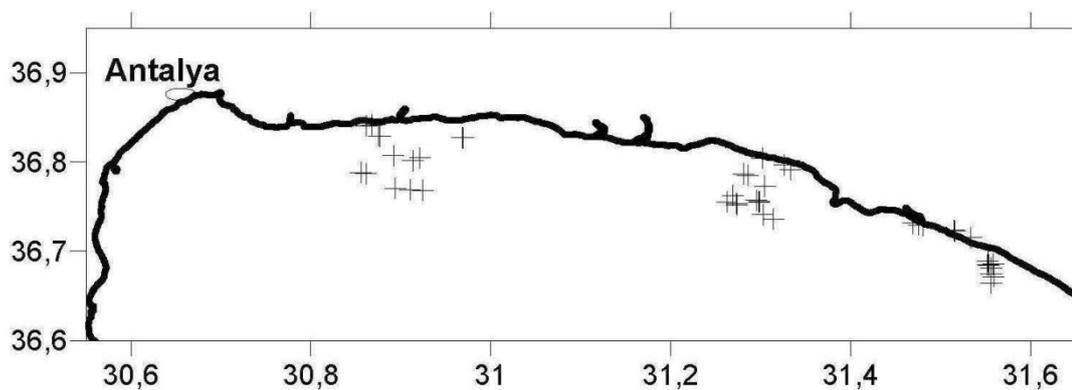


Fig. 3.2- Rappresentazione della distribuzione dei transetti nel Golfo di Antalya.

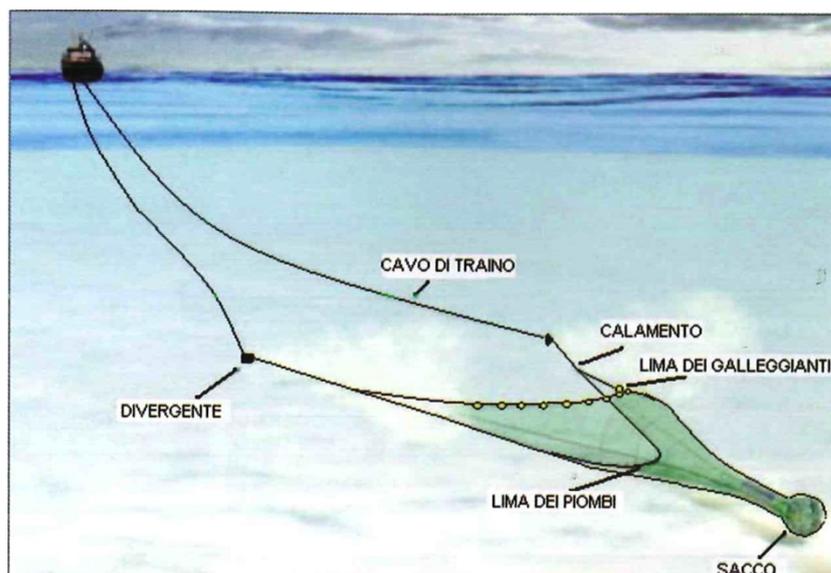


Fig. 3.3- Schema di una rete a strascico (Galbraith *et al.*,2004; Bombace & Lucchetti, 2011).

3.3 Operazioni a bordo

3.3.1 Operazioni sul pescato

Il pescato è stato raccolto con la rete di copertura e con il sacco. Le operazioni successivamente descritte sono state effettuate per entrambi i tipi di pescato. Per ogni cala è stata svolta la cernita del pescato. La cernita ha inizio con la ripartizione in tre categorie sistematiche: crostacei, molluschi cefalopodi e pesci (Osteitti e Condroidi). Lo studio ha interessato quest'ultima categoria. Gli individui sono stati identificati a livello di specie, o al livello tassonomico più basso possibile. Per ciascun *taxon* è stato misurato e registrato il peso totale. Per le specie più abbondanti è stato necessario "raccolgere" un sub-campione e al fine di preservarne la rappresentatività l'operazione è avvenuta in maniera random. Per i pesci di grossa taglia il sub-campione prelevato rappresentava approssimativamente un terzo del totale mentre per i pesci di piccole dimensioni è stato prelevato solo un sesto del totale. Tutti i campioni sono stati preservati con formalina al 5% per le successive analisi in laboratorio. Da notare come per gli individui appartenenti agli ordini *Myliobatiformes*, *Rajiformes* e *Carcharhiniformes* sono state eseguite analisi sui singoli individui: è stato misurato il peso e la lunghezza totale ed è stato stabilito il

sesto. Il sesso è stato determinato verificando la presenza o meno degli pterigopodi (o claspers). Infine si è proceduto con la liberazione di questi individui.



Fig.3.4- Operazioni di cernita del pescato.

3.3.2 Campionamento parametri ambientali

Come già accennato in precedenza, a bordo si è anche provveduto alla misurazione di parametri ambientali fisici e chimici. I parametri fisici presi in considerazione sono stati: salinità, ossigeno disciolto, temperatura e pH. Questi parametri sono stati acquisiti attraverso un misuratore multiparametrico per ciascuna stazione. Per ogni stazione i parametri sono stati annotati per campioni di acqua superficiale e di fondo. Il prelievo dei campioni profondi è stato effettuato mediante la bottiglia di Nansen.

Gli stessi campioni di acqua sono stati anche impiegati per la collezione del materiale in sospensione, un parametro chimico. Per la sua raccolta, è stato filtrato un litro di acqua del campione con l'utilizzo di una pompa da vuoto, di un imbuto di filtrazione e di un cilindro graduato. Il materiale in sospensione è stato raccolto su un filtro in microfibra di vetro con una ritenzione pari a 1,2 μm . Tutti i campioni raccolti su filtro sono stati poi conservati ad una temperatura al di sotto di 0°C per le successive operazioni di analisi in laboratorio.

3.4 Analisi in laboratorio

3.4.1 Analisi del pescato

Il pescato conservato in formalina è stato sottoposto a successive analisi in laboratorio. In prima fase si è proceduto ad un ulteriore controllo dell'identificazione tassonomica effettuata in nave, per non incorrere in errori di stima della diversità. Per l'identificazione tassonomica ci si è avvalsi, oltre che delle proprie conoscenze, del *Mediterranee et mer Noire* Volume II (Fischer, 1973) e sul *web* del sito WoRMS (*World Register of Marine Species*). In particolare per una corretta identificazione delle specie lessepsiane è stato consultato il sito del CIESM (*Atlas of Exotic Species in the Mediterranean*).

Per il pescato gli individui sono stati analizzati singolarmente. La lunghezza totale è stata misurata dall'estremità della testa all'estremità della coda, ed è stata misurata fino al millimetro più vicino. Gli individui sono stati pesati singolarmente al decimo di grammo con la bilancia di precisione, Precisa XB620M. Di ciascun pesce esaminato, inoltre, è stato determinato il sesso mediante osservazione macroscopica delle gonadi (Fig. 3.5), talvolta anche con l'utilizzo di uno stereomicroscopio per i pesci di piccole dimensioni. Gli individui sono stati classificati come maschi, femmine, giovanili, ermafroditi e non identificati. Per questi ultimi individui non è stato possibile procedere con l'identificazione del sesso per vari motivi ad esempio perché danneggiati durante le operazione di pesca.



A

B

Fig.3.5- Esempi di gonadi: gonade femmine (A, *Synodus saurus*), gonade maschili (B, *Lithognathus mormyrus*).

3.4.2 *Trattamento parametri ambientali*

I filtri con il materiale in sospensione, dopo lo scongelamento, sono stati messi ad asciugare in un forno ad una temperatura di 60°C per 24 ore e poi pesati singolarmente. La quantità finale di materiale sospeso è stata calcolata dalla differenza del peso secco della materia in sospensione e il peso del filtro vuoto dopo l'essiccamento.

3.5 Analisi statistica dei dati

3.5.1 *I dati ambientali*

I parametri ambientali considerati, ossigeno disciolto, salinità, temperatura, pH e materiale in sospensione, sono considerati esplicativi della struttura della comunità demersale. I valori presi in considerazione sono stati solo quelli relativi al fondale. Tutti i dati ambientali erano stati precedentemente normalizzati per permettere il confronto delle variabili con differenti unità di misura. I *Draftsman Plots* sono stati utilizzati allo scopo di esplorare visivamente la correlazione (cioè la dipendenza lineare) tra i vari parametri ambientali misurati e il fattore strato. La presenza o meno della relazione lineare tra le variabili ambientali e il fattore strato, è stata statisticamente indagata per mezzo del coefficiente di correlazione r di Pearson. Bisogna ricordare inoltre che il coefficiente r di Pearson misura l'intensità della relazione lineare tra due variabili. Queste analisi sono state condotte con il software IBM SPSS *Statistics* 17.

Nell'ambito della statistica multivariata, la PCA (*Principal Components Analysis*) è stata applicata per creare un ordinamento che metta in evidenza le variabili che maggiormente determinano le differenze tra le stazioni. L'analisi è basata sulla matrice di dissimilarità dei parametri ambientali, creata sulla base del coefficiente di distanza euclidea. In ultimo la PERMANOVA (*PERmutational Multivariate Analysis of Variance*) è stata effettuata per verificare se il fattore strato, transetto e stagione e la loro interazione possono incidere sulla variazione dei parametri ambientali. L'analisi, basata anche essa sulla matrice di distanza euclidea, è stata verificata con

999 permutazioni. Tutte le analisi multivariate sono state eseguite utilizzando il programma PRIMER v6 & PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006).

3.5.2 I dati biologici

3.5.2.1 Analisi della comunità demersale

I dati quantitativi ottenuti dall'attività di pesca, più precisamente abbondanza (N) e biomassa (Kg) per ogni specie, sono stati annotati per ogni cala utilizzando il software *AdriaMed Trawl Information System* (ATrIS; Gramolini *et al.*, 2005). Con il medesimo *software* utilizzando il numero di individui e il peso delle specie per l'area spazzata, sono stati standardizzati gli indici di abbondanza (N/km^2) e biomassa (Kg/m^2) per ogni cala e strato. L'area spazzata è stata calcolata in ATrIS mediante l'apertura orizzontale della rete (8,5 m) e l'algoritmo dei punti di inizio e di fine della cala. Al fine dell'analisi i dati di abbondanza e biomassa sono stati organizzati in due matrici. Ogni matrice presenta nella prima colonna l'elenco delle specie presenti e nella prima riga tutti i campioni, cioè le singole cale.

Per le specie demersali sono stati calcolati gli indici di biodiversità. Il numero di specie (S) è stato contato per stagione, strato e transetto. Anche l'indice di ricchezza di Margalef (D), l'indice di diversità di Shannon (H'), l'indice di uniformità di Shannon (J') e l'indice di uniformità di Simpson (V') sono stati calcolati per stagione, strato e transetto. Gli indici sono stati calcolati per mezzo del programma PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006). Anche il numero totale di individui e le tre specie dominanti sono state prese in considerazione per questi tre fattori. In questo contesto univariato gli strati di profondità del campionamento sono stati riorganizzati in tre strati: 10 - 49 m, 50 - 99 m e 100 - 200 m (questi sono i limiti batimetrici usati regolarmente nelle campagne MEDITS). La correlazione tra i fattori e gli indici di diversità è stata valutata dal coefficiente di correlazione di Pearson (Primer v6).

L'analisi multivariata, utilizzata per investigare i possibili cambiamenti nella struttura della comunità demersale, testa l'ipotesi nulla che non ci siano differenze di abbondanza in base alla profondità e in base alla stagione. I dati di abbondanza sono stati quindi sottoposti a trasformazione mediante radice quadrata per diminuire l'influenza delle specie più abbondanti. L'indice di similarità di Bray-Curtis è stato utilizzato per creare una matrice di similarità per gli intervalli di profondità (10-49

m, 50-99 m e 100-200 m), una matrice per le profondità (10, 25, 75, 125 e 200 m) e una per il fattore temporale stagione. La *Hierarchical Cluster Analysis*, incentrata su queste matrici di similarità, è stata quindi separatamente eseguita per esaminare i potenziali raggruppamenti in base alla profondità nella comunità demersale ed in base alla stagione. La permutazione basata sul test di similarità (SIMPROF) è stata applicata simultaneamente per verificare la significatività statistica ($p < 0.05$) per ogni cluster. Anche l'analisi di ordinamento non metrico (MDS) è stata usata per valutare visivamente la separazione in gruppi a diverse profondità e nelle diverse stagioni in termini di abbondanza delle specie. L'ordinamento *Multi Dimensional Scaling* (MDS) è stato utilizzato per valutare la separazione dei gruppi derivata dall'analisi dei cluster (Field *et al.*, 1982).

Sempre nell'ambito dell'analisi multivariata è stata eseguita la PERMANOVA per la comunità demersale. L'analisi, basata sull'indice di similarità di Bray-Curtis, verifica l'ipotesi nulla che non ci siano differenze nella composizione in specie e nell'abbondanza del popolamento per il fattore stagione, transetto e strato e tra le loro interazioni. Il fattore strato e transetto sono stati considerati fissi, mentre il fattore stagione è random.

In ultimo con l'analisi SIMPER (*Similarity Percentage*) sono state identificate le specie che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra gli strati e tra i transetti, utilizzando una matrice di dissimilarità (Bray-Curtis) sui dati di abbondanza. L'analisi SIMPER fornisce il contributo di ogni specie alla similarità media all'interno di ogni gruppo, identificando le specie che caratterizzano un gruppo (Clarke & Warwick, 2001). Tutta l'analisi fin qui descritta è stata eseguita con il software Primer v6.

Da notare come per tutte le analisi multivariate, le specie non comuni che erano presenti raramente (apparse una o due volte durante il campionamento): cioè con una frequenza minore del 5% non sono state incluse nella matrice dei dati, allo scopo di ridurre la variabilità dovuta all'alta presenza di valori nulli (0) nella matrice.

3.5.3 *Relazione dati biologici e variabili ambientali*

Una procedura biologica-ambientale (BIO-ENV) è stata applicata al fine di selezionare la combinazione di variabili ambientali che massimizzano ρ , cioè il *set* di

variabili che forniscono la migliore spiegazione della struttura biotica (Clarke *et al.*, 2008). La BIO-ENV è stata quindi utilizzata per selezionare le variabili abiotiche che massimizzano la correlazione di Spearman (ρ) tra le matrici di similarità/dissimilarità per i dati di cattura e i parametri ambientali (Majewski *et al.*, 2013). Il punto di partenza è quindi la matrice di similarità dei dati di comunità, confrontata con la matrice di similarità dei dati ambientali per tutte le combinazioni possibili. Queste matrici convertite in matrici per ranghi vengono, poi confrontate con un coefficiente di correlazione per ranghi: il coefficiente di Spearman.

Sul set di dati è stata eseguita inoltre, un'analisi multivariata DistLM (*Distance-based linear models*) per valutare i parametri abiotici più indicativi responsabili dei diversi raggruppamenti nella struttura del popolamento demersale. L'analisi prevede come dato in entrata una matrice di somiglianza calcolata tramite il coefficiente di Bray-Curtis sui dati di abbondanza relativa, previa trasformazione mediante radice quadrata per ridurre l'influenza delle specie abbondanti (Clarke, 1993). La varianza della matrice viene scomposta in accordo con la regressione multipla operata su una matrice di variabili dei parametri ambientali considerati, ottenendo valori di significatività per ciascuna variabile predittrice, verificandone l'effettivo contributo. Il contributo di ogni variabile ambientale a determinare la struttura tassonomica, è stato calcolato attraverso il *marginal test* che fornisce, per ogni variabile il livello di significatività ad esso associato. Entrambe le analisi sono state eseguite con il software Primer v6.

3.5.4 Determinazione delle specie discriminanti

Considerando i dati di abbondanza delle specie demersali su km² e i risultati ottenuti dall'analisi SIMPER, sono state individuate le principali specie target nel Golfo di Antalya. Al fine di avere una rappresentazione più immediata della loro distribuzione di abbondanza, i risultati riguardanti queste specie sono stati rappresentati mediante distribuzione MDS. A quest'ordinamento sono stati sovrapposti dei *bubble plots*. Quest'ultimi rappresentano i valori di abbondanza come cerchi di differente misura nelle stazioni di profondità corrispondenti.

Le specie commerciali individuate sono state oggetto di successive analisi statistiche.

3.5.5 Le specie commerciali

Sono state prese in considerazione tre specie di interesse commerciale: *Mullus barbatus*, *Upeneus moluccensis* e *Upeneus pori*.

Le analisi di seguito riportate sono state eseguite per ogni specie oggetto d'indagine. Una prima analisi esplorativa ha riguardato il rapporto tra i sessi, precedentemente osservati in laboratorio. Non sono stati inclusi in quest'analisi gli individui giovanili e gli individui non identificati. Il rapporto tra i sessi è definito come la proporzione tra il numero di individui femmine e il numero di individui maschi. Il test del chi quadrato (χ^2) è stato usato per individuare differenze nel rapporto tra i sessi. L'ipotesi nulla è che la proporzione tra maschi e femmine sia 1:1. Tutti i dati di abbondanza e di biomassa sono stati "riassunti" per profondità, stagione e transetto e le eventuali correlazioni sono state indagate con il coefficiente di correlazione r di Pearson. È stato adoperato il software IBM SPSS Statistics 17.

Per mezzo del medesimo software si è passati all'analisi multivariata MANOVA (*Multivariate Analysis of Variance*). Attraverso quest'analisi è stata indagata la variazione della distribuzione di abbondanza e di biomassa in relazione ai pattern temporali (stagione) e spaziali (transetto e profondità).

Al fine di delineare la struttura demografica della popolazione, determinando le classi di età e la loro relativa abbondanza, è stata eseguita l'analisi della distribuzione delle frequenze di lunghezza. In quest'analisi sono stati considerati anche i dati relativi ai giovanili e agli individui non identificati. L'analisi è avvenuta con il metodo Bhattacharya tramite l'utilizzo del software FISSAT II (FAO-ICLARM *Fish Stock Assessment Tools*, VERSION 1.2.0). In quest'analisi i diversi picchi di distribuzione corrispondono in genere alle singole coorti, evidenziando in tal modo le classi di età presenti. La coorte è in sostanza l'insieme degli animali nati nello stesso periodo e che provengono da una stessa emissione (Bombace & Lucchetti, 2011). Parametro rilevante è l'indice di separazione (SI) che stima l'eventuale sovrapposizione tra le diverse classi.

In ultimo la relazione peso-lunghezza è stata ricavata separatamente per gli individui maschi e gli individui femmine attraverso un'equazione di regressione:

$$TW = aTL^b$$

dove TW è il peso totale dell'individuo (g), TL è la lunghezza totale (cm), a è l'intercetta sull'asse Y della curva di regressione e b è il coefficiente di regressione. L'analisi è stata condotta al fine di determinare il tipo di crescita. Per confermare se il valore b ottenuto è significativamente differente dal valore isometrico $b=3$, l'ipotesi H_0 di crescita isometrica ($b = 3$), è stata testata dal test t, utilizzando la seguente equazione (Sokal & Rohlf 1987):

$$ts = (b - 3) / Sb,$$

per i rapporti peso-lunghezza, dove ts = valore del t-test ; b = pendenza; e Sb = errore standard della pendenza. Successivamente, il confronto tra i valori ottenuti dal t-test e i rispettivi valori critici ha permesso la determinazione del significato statistico dei valori di b, e la loro inclusione nel campo isometrico ($b= 3$) o allometrico (allometria negativa: $b < 3$; o allometria positiva: $b > 3$) (Gaspar *et al.*, 2002).

I dati di peso e lunghezza erano stati precedentemente trasformati per mezzo di una trasformazione logaritmica. È importante sottolineare come le informazioni relative al sesso e alla taglia della prima crociera non siano state incluse nell'analisi.

4. RISULTATI

4.1. I dati ambientali

Le proprietà fisiche (salinità, temperatura, pH, ossigeno) delle acque poco profonde sono notevolmente variabili in quanto subiscono l'azione delle forze atmosferiche. I valori delle variabili ambientali, raccolti durante le tre campagne di campionamento sono illustrati in Tabella 4.1.

I dati dalle cale 1-15 sono relativi al campionamento primaverile, i dati delle cale 16-30 sono relativi al campionamento effettuato nella stagione estiva e quelli delle cale 31-45 a quello autunnale. In tabella sono riportate anche le profondità a cui i diversi parametri sono stati rilevati.

Cala	Profondità	Temperatura	Ossigeno	Salinità	pH	Materia sospesa
1	10	20.0	8.9	39.3	7.54	0.0173
2	25	19.5	9.04	40.2	7.61	0.0179
3	75	18.5	9.23	39.8	7.60	0.0209
4	125	18.8	9.04	39.7	7.67	0.0196
5	200	19.3	8.97	39.5	7.72	0.0211
6	200	18.6	9.01	39.8	7.76	0.0221
7	125	18.9	8.9	39.7	7.80	0.0184
8	75	19.7	8.99	39.4	7.75	0.0208
9	25	20.9	8.92	39.6	7.68	0.0201
10	10	19.9	9.09	40.1	7.73	0.0231
11	200	18.8	8.94	39.5	7.68	0.0208
12	125	19.2	8.95	39.4	7.75	0.1393
13	75	19.8	8.78	39.3	7.87	0.0213
14	10	21.8	9.01	39.4	7.74	0.0211
15	25	20.4	9.00	39.7	7.67	0.0268
16	10	30.8	7.63	40.1	7.85	0.0254
17	25	28.0	7.76	40.4	7.84	0.0223
18	75	22.6	8.72	39.4	7.92	0.0262
19	125	22.6	8.5	39.1	7.91	0.021
20	200	22.1	8.35	39.7	7.94	0.0189
21	10	30.0	7.42	40.7	7.90	0.0202
22	25	28.7	7.51	40.1	7.92	0.0241

Cala	Profondità	Temperatura	Ossigeno	Salinità	pH	Materia sospesa
23	75	23.5	8.68	39.7	7.88	0.0229
24	125	23.5	8.85	39.6	7.90	0.0261
25	200	24.6	8.59	39.5	7.90	0.0187
26	10	29.4	7.6	40.8	7.96	0.0239
27	25	27.6	7.92	40.6	7.98	0.0239
28	75	26.3	8.32	40	8.00	0.0312
29	125	22.7	8.84	39.6	7.99	0.0294
30	200	20.6	8.53	39.8	7.94	0.0258
31	10	25.3	8.00	40.2	7.90	0.0397
32	25	25.4	7.95	40.1	8.01	0.0226
33	75	23.7	8.39	39.7	7.98	0.0222
34	125	20.0	8.64	39.5	8.05	0.0345
35	200	19.8	7.94	39.3	8.05	0.011
36	10	23.5	8.3	40.7	8.16	0.01
37	25	22.6	8.66	41.0	8.12	0.0248
38	75	20.8	9.46	39.4	8.02	0.0125
39	125	19.9	9.23	39.6	8.10	0.0139
40	200	19.9	8.88	39.5	8.05	0.0114
41	10	24.6	8.21	40.8	8.15	0.012
42	25	24.3	8.27	40.8	8.13	0.0125
43	75	22.1	8.84	40.7	8.14	0.0133
44	125	18.9	9.09	40.1	8.15	0.0119
45	200	20.0	8.52	39.8	8.14	0.0124

Tab. 4.1.- Tabella riassuntiva dei parametri ambientali raccolti nel Golfo di Antalya.

4.1.1 La correlazione tra i dati ambientali

I risultati dei *Draftsman Plots* mostrano come le variabili ambientali nella maggior parte dei casi possono essere considerate indipendenti tra loro, come è possibile verificare dai grafici riportati in Figura 4.1. Una correlazione lineare sembra essere però presente tra la variabile ossigeno e la temperatura, tra la temperatura e lo strato e tra la variabile salinità e lo strato. Non esiste linearità per le altre coppie di variabili o questa è estremamente scarsa nei grafici a punti.

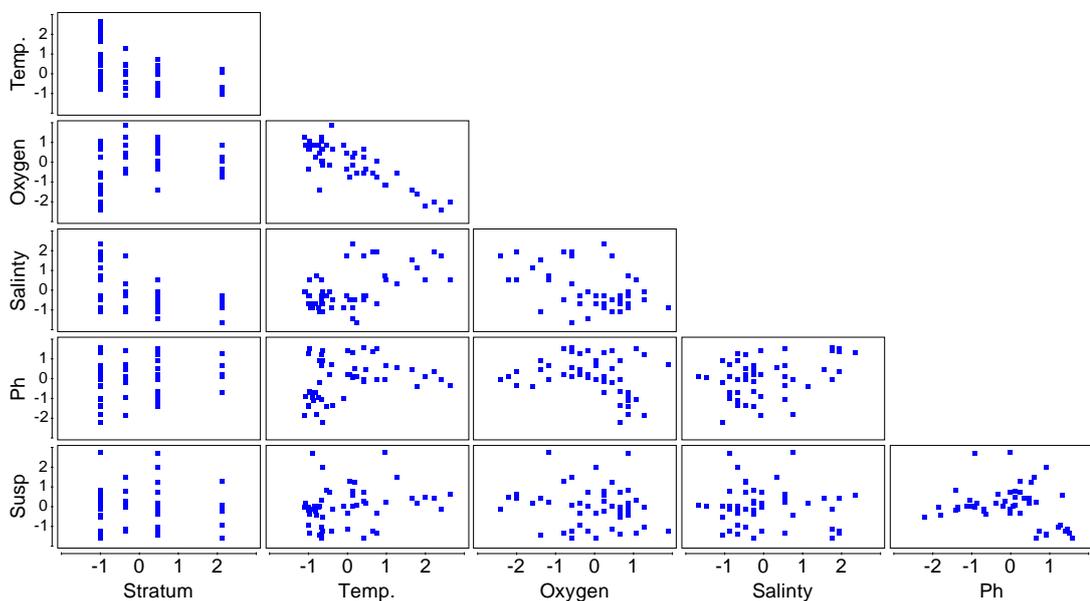


Fig. 4.1- *Draftsman Plots* (su valori normalizzati) dell'analisi di correlazione tra i parametri ambientali nel Golfo di Antalya.

Una diversa situazione si nota invece dai coefficienti di correlazione di Pearson riportati in Tabella 4.2. Una correlazione lineare è evidente tra la temperatura e il fattore strato, anche il fattore salinità mostra una linearità con questo fattore. La temperatura e la salinità sono quindi variabili nella dimensione spaziale dell'area di studio. Entrambe le correlazioni sono di tipo negativo. Il fattore ossigeno ha una correlazione negativa con il fattore temperatura, è noto infatti che le basse temperature determinino un incremento della solubilità dell'ossigeno. La salinità presenta al contrario una correlazione positiva con la temperatura. La quantità di

ossigeno disciolto diminuisce all'aumentare della salinità, il fattore salinità ha per ciò una correlazione negativa con l'ossigeno. Sempre dall'analisi in Tabella è evidente la correlazione positiva del pH con la salinità. Tutte queste correlazioni hanno una significatività $p < 0.01$. Il pH ha anche una correlazione con la variabile ossigeno ma di intensità minore. La materia sospesa non mostra delle linearità significative tranne che per il fattore pH (significatività al livello $p < 0.05$).

	Strato	Temperatura	Ossigeno	Salinità	pH
Temperatura	-0.490**				
Ossigeno	0.186	-0.827**			
Salinità	-0.548**	0.552**	-0.458**		
pH	0.075	0.255	-0.338*	0.371**	
Materia sospesa	-0.153	0.233	-0.140	-0.088	-0.302*

Tab. 4.2- Coefficienti di correlazione di Pearson dalle analisi di correlazione tra i parametri ambientali.

4.1.2 L'analisi multivariata

Nell'analisi dei parametri ambientali nel Golfo di Antalya, la PCA mostra come la componente principale 1 (PC1) spiega il 48% della variabilità totale all'interno dell'ordinazione (Fig.4.2). Gli auto-vettori sono presentati in Tabella 4.3. Dai valori dei coefficienti in tabella, si evince come il fattore strato, insieme alle variabili temperatura, ossigeno e salinità contribuiscano maggiormente nel determinare la PC1. Delle variabili facenti parte della PC1 la temperatura e l'ossigeno hanno i valori più alti, questi coefficienti hanno approssimativamente uguale grandezza. La PC1 insieme alla componente principale 2 (PC2) spiega il 71% della variabilità totale. La PC2 è rappresentata dal 23% di variazione all'interno dell'ordinazione, con il fattore strato, il materiale in sospensione e il pH aventi il più alto coefficiente di auto-vettore.

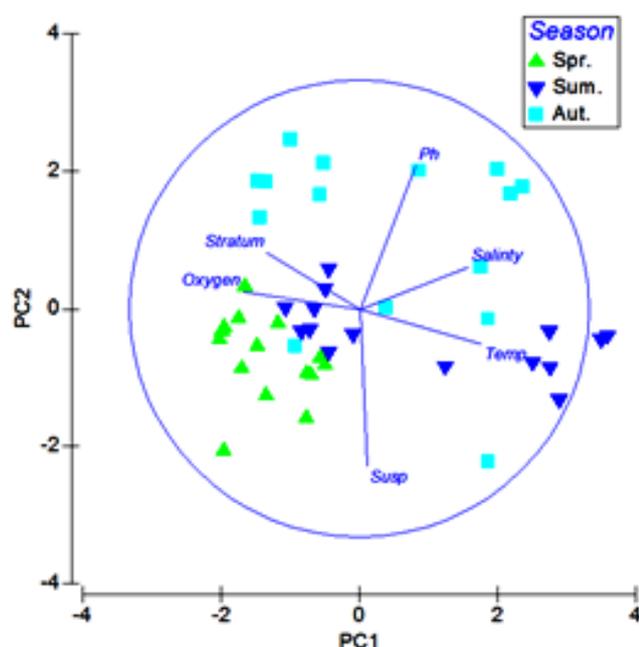


Fig. 4.2- Diagramma dell'Analisi delle Componenti Principali (PCA) dei parametri ambientali nel Golfo di Antalya.

Variabile	PC1	PC2	PC3
Strato	-0.406	0.248	-0.626
Temperatura	0.535	-0.153	-0.198
Ossigeno	-0.508	0.077	0.310
Salinità	0.478	0.186	0.274
pH	0.248	0.629	-0.429
Materia sospesa	0.033	-0.692	-0.463

Tab. 4.3- Gli auto-vettori per i componenti principali dei parametri ambientali nel Golfo di Antalya.

Il disegno sperimentale utilizzato per la PERMANOVA è stato fattore “strato” fisso, fattore “transetto” anch’esso fisso e fattore “stagione” random. Il test mostra una differenza significativa dei parametri ambientali in relazione alla stagionalità. La variabilità dei parametri ambientali è anche influenzata significativamente dal fattore strato. Queste variabili sembrano essere inoltre influenzate sia dall’interazione del fattore stagione con il fattore strato sia dall’interazione del fattore stagione con il fattore transetto. Mentre il test non evidenzia nessun effetto significativo per quanto concerne il fattore transetto.

Fonte	<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>Pseudo-F</i>	<i>P</i>
Stagione (Se)	2	44.965	31.135	0.001**
Strato (St)	2	42.582	9.068	0.008**
Transetto (Tr)	2	4.779	0.831	0.599 ^{ns}
SexSt	4	4.695	3.251	0.005**
SexTr	4	5.748	3.980	0.002**
StxTr	4	1.401	1.877	0.05 ^{ns}
SexStxTr	8	0.746	0.516	0.928 ^{ns}
Errore	18	1.444		
Total	44			

Tab. 4.4- Risultati dell'analisi multivariata PERMANOVA per i parametri ambientali (df: gradi di libertà; MS: varianze; i valori di Pseudo-F e il loro livello di significatività P; ns: non significativo, ** p<0.01).

4.2 I dati biologici

4.2.1 I popolamenti demersali e indici di biodiversità

Gli individui demersali campionati sono stati circa 43534 in 45 cale, ad una profondità compresa tra i 10 e i 200 m. Le specie demersali identificate sono state 58 per un totale di 32 famiglie (Tabella 4.5), di cui 28 di osteitti. I condroitti sono appartenenti a 4 famiglie. La componente non autoctona è tutta di origine lessepsiana e comprende 14 specie per 11 famiglie, costituendo il 25% delle specie demersali raccolte. Le specie di origine lessepsiana appartengono tutte al gruppo degli osteitti.

Famiglia	Specie	Cat.	Range di profondità (m)	Occorrenza (%)	Abbondanza (N/km ²)	Biomassa (kg/km ²)
<i>Blenniidae</i>	<i>Blennius ocellaris</i>	O	75-125	26.67	96	1.56
<i>Bothidae</i>	<i>Arnoglossus laterna</i>	O	10-200	48.89	156	0.83
	<i>Arnoglossus rueppelii</i>	O	75-200	31.11	149	0.73
	<i>Arnoglossus thori</i>	O	75-125	24.44	411	2.79
	<i>Bothus podas</i>	O	10-200	46.67	3770	37.69
<i>Callionymidae</i>	<i>Callionymus filamentosus</i>	O	10-200	53.33	291	2.48
	<i>Synchiropus phaeton</i>	O	75-200	11.11	22	0.10
<i>Caproidae</i>	<i>Capros aper</i>	O	200	17.78	185	0.35
Centriscidae	<i>Macroramphosus scolopax</i>	O	10-200	53.33	3374	13.53
<i>Champsodontidae</i>	<i>Champsodon vorax</i>	O	75-200	20.00	21	0.16
	<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	O	75-200	11.11	157	0.21
<i>Citharidae</i>	<i>Citharus linguatula</i>	O	10-200	71.11	1887	36.97
<i>Congridae</i>	<i>Conger conger</i>	O	25-200	26.67	22	1.17
	<i>Gnathophis mystax</i>	O	25-200	15.56	23	1.80
<i>Cynoglossidae</i>	<i>Cynoglossus sinusarabici</i>	O	10-200	48.89	110	0.99
<i>Dasyatidae</i>	<i>Dasyatis pastinaca</i>	C	10-200	35.56	55	101.62
<i>Gobiidae</i>	<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	O	10-200	28.89	237	0.34
<i>Gymnuridae</i>	<i>Gymnura altavela</i>	C	10-75	15.56	23	84.30

<i>Labridae</i>	<i>Pteragogus Pelycus</i>	O	10-25	11.11	31	0.15
<i>Leiognathidae</i>	<i>Equulites klunzingeri</i>	O	10-200	46.67	6382	32.66
<i>Lophiidae</i>	<i>Lophius budegassa</i>	O	125-200	11.11	7	9.70
<i>Merlucciidae</i>	<i>Merluccius merluccius</i>	O	75-200	35.56	277	13.82
<i>Monacanthidae</i>	<i>Stephanolepis diaspros</i>	O	10-75	22.22	40	0.58
<i>Mullidae</i>	<i>Mullus surmuletus</i>	O	10-200	26.67	64	2.55
	<i>Mullus barbatus</i>	O	10-200	91.11	7877	196.25
	<i>Upeneus moluccensis</i>	O	10-200	73.33	1690	32.38
	<i>Upeneus pori</i>	O	10-200	46.67	3287	47.24
<i>Nemipteridae</i>	<i>Nemipterus randalli</i>	O	25-75	28.89	123	5.73
<i>Nettastomatidae</i>	<i>Nettastoma melanurum</i>	O	75-200	11.11	13	0.05
<i>Rajidae</i>	<i>Dipturus oxyrinchus</i>	C	200	2.22	1	0.21
	<i>Raja miraletus</i>	C	75-200	22.22	36	10.00
	<i>Raja clavata</i>	C	75-200	22.22	68	28.09
<i>Scophthalmidae</i>	<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	O	200	2,22	1	0.01
<i>Scorpaenidae</i>	<i>Scorpaena elongata</i>	O	200	4.44	10	0.21
	<i>Scorpaena porcus</i>	O	75-200	8.89	13	0.07
	<i>Scorpaena scrofa</i>	O	75-125	6.67	16	0.87
<i>Scyliorhinidae</i>	<i>Scyliorhinus canicula</i>	C	200	2.22	1	0.11
<i>Sebastidae</i>	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	O	75-200	8.89	6	0.07
<i>Serranidae</i>	<i>Epinephelus aeneus</i>	O	10-75	31.11	161	15.02
	<i>Serranus cabrilla</i>	O	10-125	35.56	526	13.88
	<i>Serranus hepatus</i>	O	10-200	57.78	1048	8.14
<i>Soleidae</i>	<i>Microchirus ocellatus</i>	O	10-125	24.44	63	1.59
	<i>Solea vulgaris</i>	O	10-125	17.78	20	5.11
<i>Sparidae</i>	<i>Boops boops</i>	O	10-200	68.89	1905	48.95
	<i>Dentex maroccanus</i>	O	125-200	37.78	3383	99.01
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	O	10-25	24.44	366	12.48
	<i>Pagellus erythrinus</i>	O	10-125	75.56	2179	88.23

<i>Synodontidae</i>	<i>Saurida undosquamis</i>	O	10-125	48.89	341	27.63
	<i>Synodus saurus</i>	O	10-75	28.89	92	4.99
<i>Tetraodontidae</i>	<i>Lagocephalus spadiceus</i>	O	10-25	11.11	32	1.06
	<i>Lagocephalus suezensis</i>	O	10-125	40.00	879	11.25
	<i>Torquigener flavimaculosus</i>	O	10-75	24.44	36	0.29
<i>Triglidae</i>	<i>Chelidonichthys cuculus</i>	O	125	4.44	8	0.09
	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	O	10-200	17.78	30	0.88
	<i>Lepidotrigla cavillone</i>	O	10-200	48.89	1599	19.40
	<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	O	200	8.89	45	0.41
	<i>Trigloporus lastoviza</i>	O	10-200	31.11	203	5.88
<i>Uranoscopidae</i>	<i>Uranoscopus scaber</i>	O	75-200	20.00	13	1.30

Tab. 4.5- Lista delle specie demersali collezionate nel Golfo di Antalya (O: Osteitti, C: Condroitti), in grassetto sono evidenziate le specie di origine lessepsiana.

I quattro indici di biodiversità (ricchezza, diversità, uniformità e dominanza in specie) del popolamento demersale per stagione, strato e transetto sono mostrati in Tabella 4.6. La ricchezza in specie *S* varia da 35 a 55 specie, un pattern spaziale significativo sembra essere legato sia al fattore strato che al fattore transetto. Per quest'ultimo è evidente un aumento del valore dell'indice procedendo dal primo transetto, quello aperto all'attività di pesca, verso l'ultimo, cioè la zona totalmente chiusa all'attività di pesca. Gli stessi trend sono registrati dall'indice di ricchezza di Margalef (*d*), il cui valore massimo in autunno è pari a 4.082 e il valore minimo al primo livello batimetrico è 2.468. Il coefficiente di correlazione di Pearson in Tabella 4.2.1.3 non mostra però nessuna correlazione statisticamente significativa di questi due indici per tutti i fattori considerati. L'indice di diversità di Shannon *H'* ha valori compresi tra 2.142 e 2.834. L'indice di uniformità di Simpson *V'* ha un valore minimo pari a 0.812 nel secondo livello batimetrico. Il coefficiente di correlazione di Pearson mette in evidenza come il solo fattore strato abbia una correlazione con gli indici di biodiversità (*J'*, *H'* e *V'*). Nessuna correlazione è stata riscontrata tra gli indici di biodiversità e i fattori stagione e transetto (Tabella 4.7). Infatti dal *post hoc*

test di Tukey effetti significativi sia per le stagioni che per i transetti non sono stati riscontrati per le diverse cale ($p>0.05$), mentre mostra che le differenze sono significative tra i 10 e 100 m per gli indici J' , H' e V' ($p<0.05$).

Il numero medio di individui N registra i massimi valori in estate (53724), nello strato 10-49 m (53439) e nell'ultimo transetto (54430).

Per la dominanza sono state prese in considerazione solo tre specie per ogni fattore: è evidente come *Mullus barbatus* sia una specie dominante per tutti i livelli di ogni fattore tranne che nel primo strato.

	Stagione			Strato (m)			Transetto		
	Primavera	Estate	Autunno	10-49	50-99	100-200	T1	T2	T3
Ricchezza									
Specie (s)	52	52	55	35	44	50	44	50	53
Margalef (d)	3.808	3.750	4.082	2.468	3.405	3.622	3.193	3.737	3.820
Diversità									
Shannon's (H')	2.525	2.648	2.834	2.142	2.281	2.393	2.379	2.707	2.742
Uniformità									
Shannon (J')	0.639	0.670	0.707	0.602	0.603	0.612	0.629	0.692	0.691
Simpson (V')	0.855	0.891	0.916	0.833	0.812	0.869	0.851	0.886	0.910
Media N (individui/km ²)	43701	53724	37040	53439	33935	41647	47033	33002	54430
Dominanza specie									
<i>Equulites klunzingeri</i>	0.320			0.290					
<i>Mullus barbatus</i>	0.098	0.247	0.179		0.393	0.146	0.147	0.273	0.152
<i>Bothus podas</i>	0.116		0.076	0.178				0.094	0.095
<i>Dentex maroccanus</i>		0.123				0.207			0.161
<i>Upeneus pori</i>		0.080		0.156			0.126		
<i>Macroramphosus scolopax</i>			0.122			0.205	0.077		
<i>Boops boops</i>									
<i>Citharus linguatula</i>					0.082				
<i>Lepidotrigla cavillone</i>					0.085			0.093	

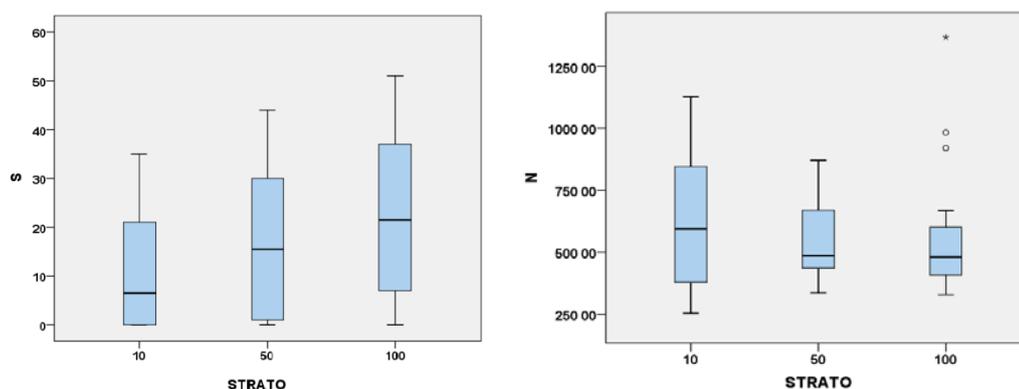
Tab.4.6- Gli indici del popolamento demersale per l'intera area di studio (10-200 m) per stagione, strato e transetto.

	Stagione	Strato	Transetto
S	0.041	0.169	0.159
N	-0.066	-0.122	0.054
D	0.067	0.242	0.095
J'	0.136	0.326*	0.076
H'	0.119	0.344*	0.127
V'	0.128	0.360*	0.133

*La Correlazione è significativa al livello 0.05 .

Tab.4.7 -Il coefficiente di Pearson dall'analisi di correlazione tra i fattori (stagione , strato, transetto) e gli indici di diversità.

I box plots (Fig.4.3) rappresentano gli indici per le singole cale per il fattore strato, mettendo in evidenza quindi la loro variazione spaziale. Il box plot per la ricchezza in specie S, come già precedentemente accennato, denota un notevole incremento all'aumentare della profondità. È' possibile notare un andamento crescente del valore mediano per gli indici D, J, H e V fino alla profondità 100 m seguito da un lieve decremento nello strato 200 m. Il numero medio di individui N registra i suoi valori massimi nel primo strato ma i valori mediani sono approssimativamente simili per le due ultime classi di profondità.



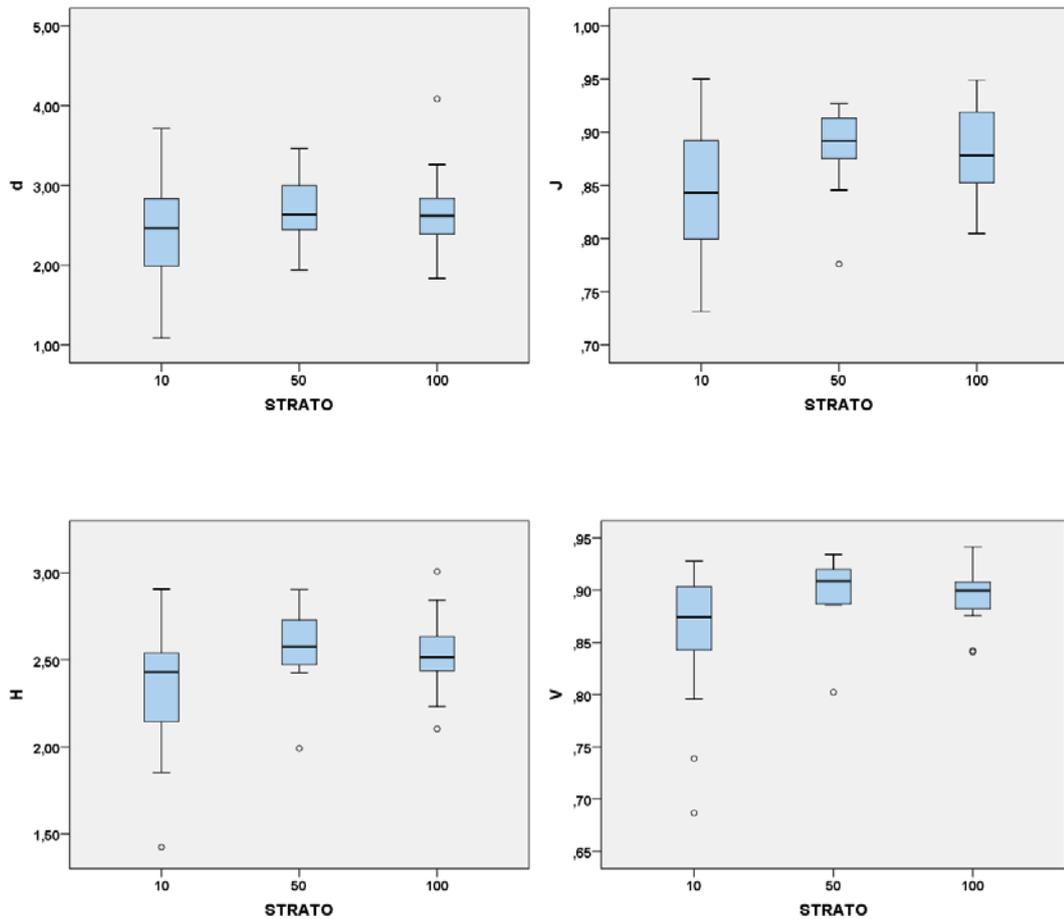


Fig. 4.3- Variazione spaziale degli indici di biodiversità delle singole cale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

4.2.2 La struttura spaziale del popolamento

Il dendrogramma di similarità per le 45 cale rivela la presenza di due gruppi principali con una similarità del 31% (Fig.4.4). I due raggruppamenti, statisticamente significativi (SIMPROF, $\pi=5.925$, $p<0.05$, $n= 9999$ permutazioni) sono chiaramente definiti lungo i livelli batimetrici (10: 10-49, 50: 50-99, 100: 100-200). I gruppi suggeriscono una divisione approssimativamente intorno ai 50 m: un raggruppamento è presente ad una profondità inferiore ai 50 m (con 19 cale) ed uno è presente ad una profondità maggiore (con 26 cale).

Il dendrogramma ottenuto per le profondità (10, 25, 75, 125 e 200 m), ha messo alla luce come la diramazione di sinistra e la diramazione di destra di similarità possano essere ulteriormente suddivise in sottogruppi statisticamente differenti (SIMPROF, $\pi=5.925$, $p<0.05$, $n= 9999$ permutazioni). In Fig.4.5 per il raggruppamento inferiore

I due principali popolamenti, identificati con l'analisi cluster, sono anche distinti nell'analisi di ordinamento non metrico (nMDS). L'nMDS per l'area di piattaforma del Golfo di Antalya denota che le stazioni a profondità maggiori di 50 m hanno la tendenza a raggrupparsi con una similarità del 31% (stress=0.14). I popolamenti di 10 e 25 m sono visibilmente separati come gruppi indipendenti ed hanno una struttura di comunità simile (Fig.4.6). Per le profondità (10, 25, 75, 125 e 200 m) l'ordinamento non metrico presenta a sinistra i raggruppamenti delle cale effettuate a meno di 50 m di profondità e a destra l'altro relativo a profondità maggiori (Fig.4.7). Questa organizzazione dei popolamenti demersali conferma i risultati ottenuti con l'analisi cluster. Le cale più profonde, relative alle profondità di 125 e 200 m, sono raggruppate insieme (16 cale) con una similarità del 40%, ad eccezione di due cale (la numero 27 e 32) entrambe relative alla profondità di 75 m. Mentre le cale meno profonde (75 m) sono raggruppate separatamente. L'MDS suggerisce inoltre che le stazioni meno profonde hanno una similarità maggiore al livello di similarità del 40%, rispetto le cale più profonde (approssimativamente >75 m). L'MDS è stata anche eseguita per la matrice di abbondanza delle specie in accordo alle stagioni, ma gli ordinamenti non hanno evidenziato niente di significativo, perciò non sono stati riportati nei risultati.

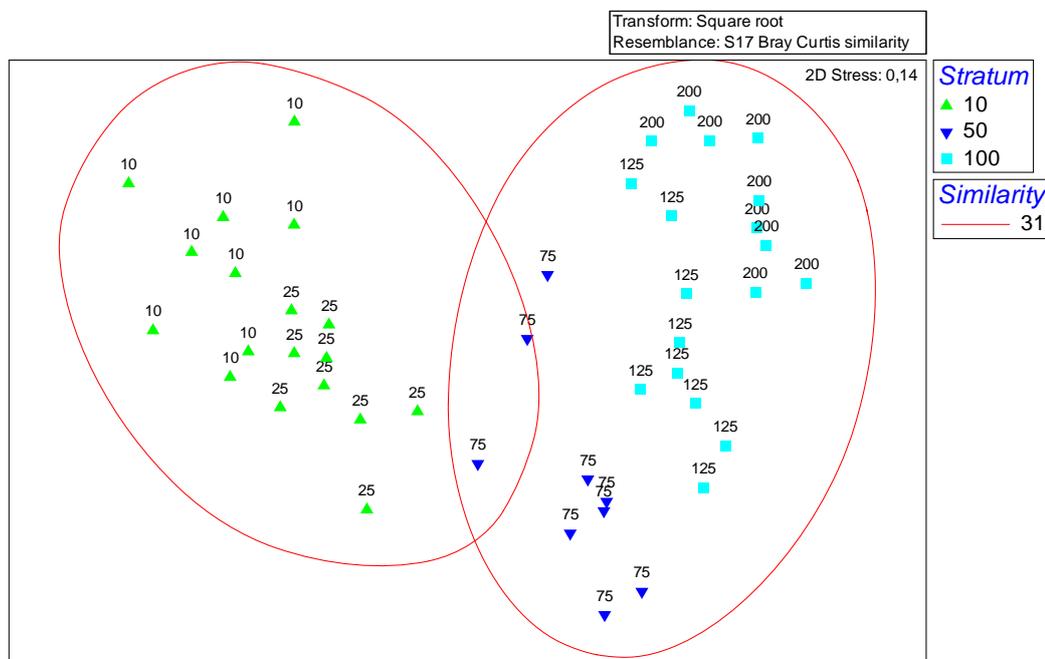


Fig. 4.6- Ordinamento non metrico (MDS) delle stazioni nel Golfo di Antalya basata sulla composizione in specie e la loro relativa abbondanza, similarità del 31%. I numeri mostrano le profondità in m.

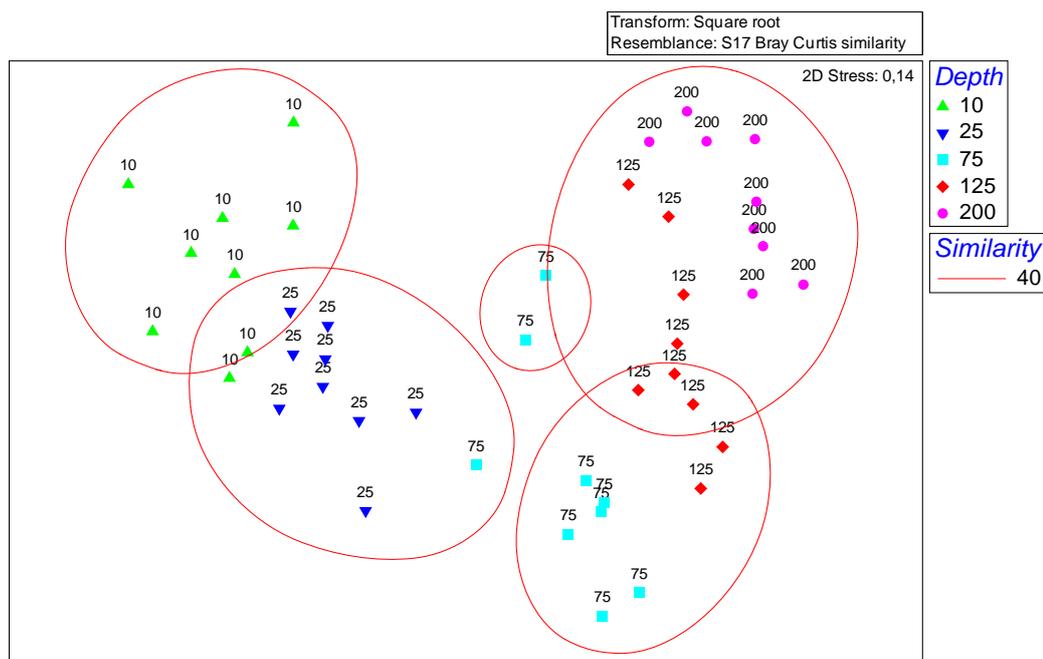


Fig. 4.7- Ordinamento non metrico (MDS) delle stazioni nel Golfo di Antalya basata sulla composizione in specie e la loro relativa abbondanza, similarità del 40%. I numeri mostrano le profondità in m.

I risultati dell'analisi multivariata PERMANOVA (Tab.4.8) non rilevano differenze nei popolamenti demersali legati alla stagionalità. I risultati del test portano però a rifiutare l'ipotesi nulla secondo cui non ci siano differenze spaziali nella composizione in specie e nell'abbondanza legate allo strato e al transetto. L'ipotesi nulla è stata rigettata ad un livello di significatività di $p < 0.05$.

Fonte	Df	MS	Pseudo-F	P
Stagione(Se)	2	2001.6	1.2761	0.236 ^{ns}
Transetto (Tr)	2	4118.9	4.0473	0.020
Strato (St)	2	25034	22.337	0.002
Se x Tr	4	1017.7	0.64884	0.905 ^{ns}
Se x St	4	1120.8	0.71455	0.858 ^{ns}
Tr x St	4	2150.7	3.08	0.001
Se x Tr x St	8	698.29	0.4452	0.999 ^{ns}
Errore	18	1568.5		
Totale	44			

Tab. 4.8– Risultati dell'analisi multivariata PERMANOVA per i popolamenti demersali basata sull'indice di similarità di Bray-Curtis (df: gradi di libertà; MS: varianze; P: livello di significatività; ns: non significativo).

La Tabella 4.9 mostra il contributo percentuale delle diverse specie che determinano le differenze tra gli strati. L'analisi SIMPER evidenzia i gradienti per le specie che sono maggiormente responsabili delle dissimilarità tra strati. L'analisi cerca di individuare le specie responsabili dei pattern isolati dalla PERMANOVA. Differenze nella distribuzione contribuiscono in maniera predominante alla strutturazione delle comunità alle varie profondità. Tra queste ad esempio l'abbondanza media di *Bothus podas* (BOTHPOD) è 88.5 nel primo strato, 4.31 a 50 m e 0.91 a 100 m, ed ha un contributo nel discriminare gli strati pari a 10.58%. Lo stesso pattern è riscontrato per specie come *Upeneus pori* (UPENPOR), *Equulites kluzingeri* (EQUUKLU), *Saurida undosquamis* (SAURUND) e *Callionymus filamentosus* (CALLFIL). Un pattern inverso è osservato per *Macroramphosus scolopax* (MACOSCO) la sua abbondanza media è 1.58 a 10 m, 6.14 a 50 m e 80.99 a 100 m. Il medesimo gradiente si riscontra per specie come *Merluccius merluccius* (MERLMER) e *Lepidotrigla cavillone* (LEPTCAV). Il contributo percentuale totale più elevato è tra lo strato 10 m e 100 m. L'analisi SIMPER è stata anche effettuata per il fattore transetto ma il contributo percentuale totale tra i transetti ha fornito valori molto simili tra loro.

Species	10 m	50 m	100 m	10 vs 50 (75.7)	10 vs 100 (84.4)	50 vs 100 (68.6)
	Avg.ab.	Avg.ab.	Avg.ab.	Contrib%	Contrib%	Contrib%
BOTHPOD	88.5	4.31	0.91	10.58	9.75	0.58
EQUUKLU	80.01	16.51	4.7	7.94	6.95	2.42
UPENPOR	77.43	3.13	1.53	8.62	7.90	0.66
MULLBAR	69.04	90.29	58.41	8.41	5.73	9.36
PAGEERY	47.29	34.24	20.03	3.76	4.32	4.25
LAGOSUE	33.36	0	0.92	3.61	3.16	0
UPENMOL	25.93	23.24	38.21	3.32	3.78	4.28
CALLFIL	22.79	5.14	2.47	2.15	2.20	0.87
LITHMOR	19.48	0	0	2.02	1.81	0
SAURUND	18.88	16.05	1.24	1.95	1.78	2.00
SERAHEP	13.56	44.82	16.35	4.78	2.32	4.46
BOOPBOO	8.51	41.23	42.13	4.57	3.87	5.40
ARNOLAT	6.33	13.25	1.20	0.94	1.35	1.74
CITHALI	5.53	48.59	41.92	5.32	3.67	4.5
SERACAB	3.94	41.18	3.25	4.43	0	5.13
DELTQUA	2.53	2.61	13.03	0.48	1.56	1.98
TRIPLAS	1.82	20.04	4.78	2.13	0.49	2.41
MACOSCO	1.58	6.14	80.99	0	8.17	9.72
LEPTCAV	0.34	26.56	35.14	2.83	3.14	4.50

ARNOTHO	0	31.97	6.42	3.64	0.61	3.96
ARNORUE	0	12.53	8.35	1.67	0.95	2.03
CAPOAPE	0	0	13.88	0	1.68	2.12
DENTMAR	0	0	69.27	0	6.67	8.41
MERLMER	0	1.31	20.59	0	2.28	2.75

Tab. 4.9– Analisi SIMPER delle specie che contribuiscono alla dissimilarità tra strati. La dissimilarità per ogni coppia di strati è riportata in parentesi. Per ogni specie è riportata l’abbondanza media ad ognuna delle tre condizioni. Per ogni confronto solo le specie con una percentuale cumulativa superiore all’80% sono state riportate.

4.3 Combinazione dati biologici e ambientali

Nelle stazioni del Golfo di Antalya è lo strato il parametro abiotico che meglio raggruppa i siti in modo da riflettere l’abbondanza delle specie demersali ($\rho=0.968$). La combinazione degli altri parametri ambientali ha prodotto un valore di correlazione simile più grande di $\rho=0.915$. Il test BIO-ENV per le stazioni del Golfo di Antalya non ha fallito il test globale ($\rho=0.968$, $p<0.05$, $n=999$), indicando una relazione statistica significativa tra la distribuzione dei pesci demersali e i dati ambientali per quest’analisi.

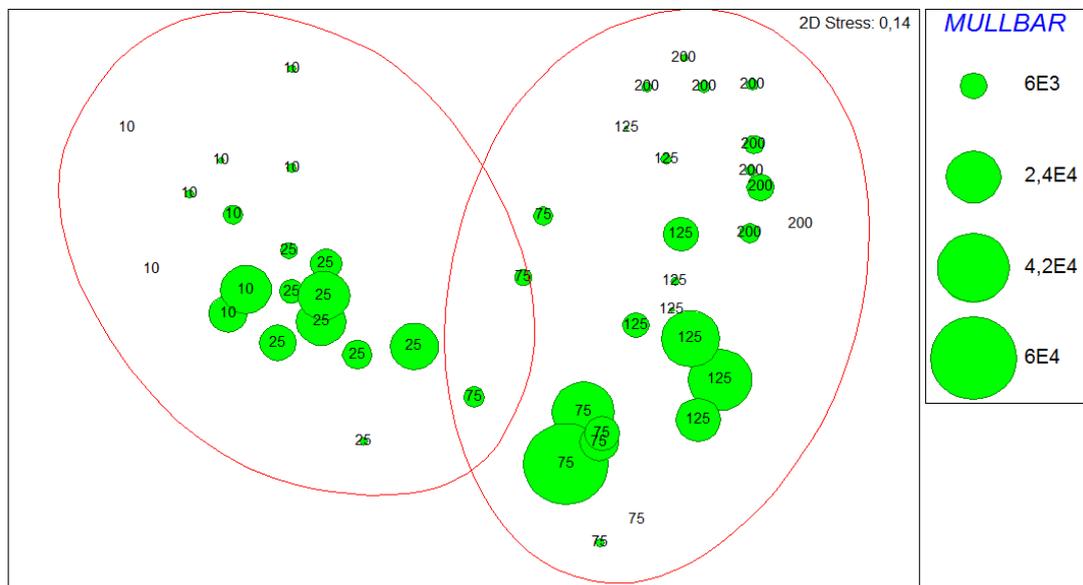
L’analisi DistLM (*Distance-based linear models*) rileva le relazioni significative tra la distribuzione delle specie demersali e le variabili ambientali in Tabella 4.10. Il test mostra delle correlazioni significative tra le risorse demersali e tutti i parametri ambientali.

Variabile	SS	Pseudo-F	<i>P</i>	Prop.
Strato	80,014	18,7	0,001	0,30308
Temperatura	108,24	29,881	0,001	0,41
Ossigeno	99,971	26,207	0,001	0,37868
Salinità	92,137	23,053	0,001	0,349
pH	63,498	13,618	0,001	0,24052
Materia sospesa	50,906	10,272	0,001	0,19283

Tab. 4.10- Risultati dell’analisi DistLM (*Distance-based linear models*). I valori significativi sono riportati in grassetto, (le somme dei quadrati, SS, i valori di Pseudo-F, la loro significatività, *P*, e la percentuale di varianza spiegata singolarmente, Prop.)

4.4 Le specie commerciali

Mullus barbatus (7877 n/km²), *Dentex maroccanus* (3383 n/km²), *Upeneus pori* (3287 n/km²), *Pagellus erythrinus* (2179 n/km²), *Boops boops* (1905 n/km²) e *Upeneus moluccensis* (1690 n/km²) sono le principali specie commerciali target nel Golfo di Antalya. Nelle figure di seguito riportate sono state messe in evidenza le differenze nella distribuzione e la relativa abbondanza di quattro di queste specie *target* che contribuiscono in maniera significativa alla dissimilarità tra strati e al contempo caratterizzano il loro rispettivo gruppo.



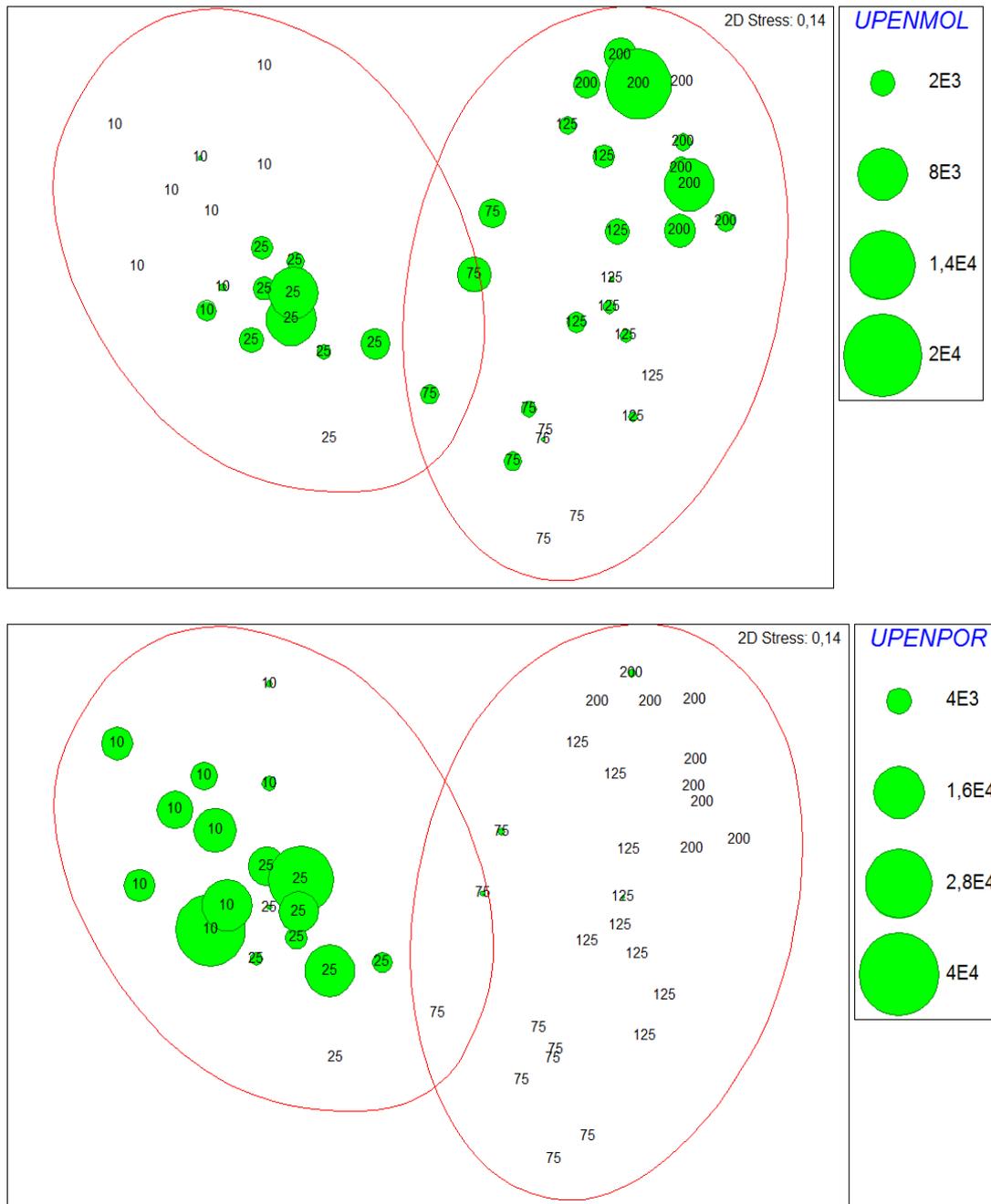


Fig. 4.8- Ordinamento non metrico (MDS) delle stazioni basate sull'abbondanza. I *bubble plots* per le abbondanze di *Mullus barbatus*, *Upeneus moluccensis* e *Upeneus pori* sono stati sovrapposti per il confronto tra strati. I raggruppamenti sono ad un livello di similarità del 31%.

4.5 *Mullus barbatus* (Linneo, 1758)

La distribuzione di *Mullus barbatus* interessa la scarpata continentale da una profondità di 10 m fino a una profondità di 200 m. Gli individui catturati sono stati complessivamente 7752 in 41 delle 45 cale effettuate (frequenza del 91%).

Sono stati esaminati 1200 individui, per 61 di questi non è stato potuto determinare il sesso. Il sesso è stato invece individuato per i restanti 1139 organismi, di questi il 54.2% erano maschi e il 45.8% femmine. L'ipotesi sul rapporto dei sessi 1:1 è stata accettata ($\chi^2 = 0.705$, $p < 0.05$, $df=1$).

La lunghezza totale per gli individui di sesso femminile oscilla tra un minimo di 6.8 cm e un massimo di 26.8 cm, per gli individui maschi la lunghezza minima misurata è stata 7.0 cm e la massima 23.9 cm (Tabella 4.11).

Sesso	N	Media	Dev.Std	Minimo	Massimo
NI	61	6.96	0.96	5.0	8.70
F	522	12.93	3.82	6.8	26.8
M	617	12.28	2.82	7.0	23.9
Totale	1200	12.29	3.48	5.0	26.8

Tab. 4.11- Tabella riassuntiva delle lunghezze per gli individui di *Mullus barbatus* esaminati in laboratorio (non identificati NI, maschi M, femmine F).

L'abbondanza di *Mullus barbatus* varia da 0 a 57333 individui, il valore massimo è a un livello batimetrico di 75 m (Tab. 4.12, Fig. 4.9). La correlazione con la profondità è negativa e significativa ($p < 0.05$, $r = -0.357$). La biomassa (kg/km^2) ha un intervallo che va da 0 a 1247 kg ed è presente una modesta correlazione di tipo negativo tra il fattore profondità e la biomassa ($p < 0.01$, $r = -0.616$).

Profondità	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo	Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo
10	9	4238.0	7415.5	0	21193	53.9	103.4	0	302.0
25	9	10501.3	7972.7	515	21748	244.3	267.3	6.9	822.7
75	9	13354.7	19131.9	0	57333	323.5	470.1	0	1247.3
125	9	10338.0	12445.1	89	32504	271.8	339.6	3.64	1016.3
200	9	1822.6	1862.3	0	5854	100.6	112.8	0	364.6
Totale	45	7103.7	11243.6	0	57333	175.5	287.8	0	1247.3

Tab. 4.12- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Mullus barbatus* per il fattore profondità.

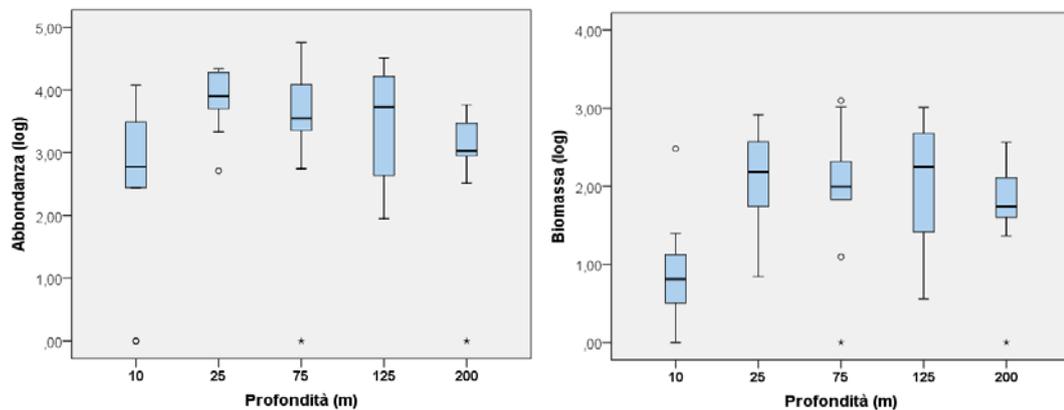


Fig. 4.9 - Variazione spaziale rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

Per il fattore stagione l'abbondanza ha un valore massimo in estate con 57333 individui (Tabella 4.13, Figura 4.10). Non è presente un trend stagionale, la biomassa e l'abbondanza non mostrano una correlazione significativa a livello statistico.

L'abbondanza e la biomassa di *Mullus barbatus* (Tabella 4.14, Figura 4.11) non hanno mostrato differenze statisticamente significative tra i diversi transetti.

L'analisi multivariata MANOVA ha mostrato pattern temporali (stagione) e spaziali (profondità e transetto) di cambiamento nell'abbondanze nella biomassa simili. Effetti statisticamente rilevanti (in Tabella 4.15) della profondità della stagione e del transetto non sono stati rilevati ($p > 0.05$).

Stagione	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo	Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo
Primavera	15	4283.3	6926.3	0	19906	1090.2	154.4	0	470.7
Estate	15	12087.6	16179.6	0	57333	312.5	427.1	0	1247.4
Autunno	15	6618.1	8447.0	0	27397	167.0	230.1	0	822.8
Totale	45	7663.0	11497.9	0	57333	196.2	299.9	0	1247.4

Tab. 4.13- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Mullus barbatus* per il fattore stagione.

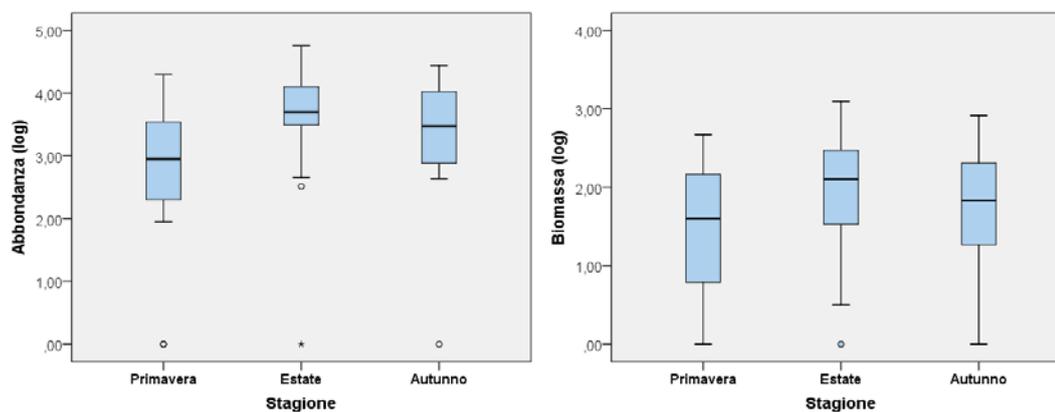


Fig. 4.10- Variazione stagionale rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

Transetto	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Std.Dev.	Minimo	Massimo	Media	Std.Dev.	Minimo	Massimo
T1	15	6919.5	9030.9	0	31074	167.2	310.1	0	1247.3
T2	15	8990.5	16279.3	0	57333	199.2	355.9	0	10313
T3	15	8242.7	8834.5	0	27398	229.9	236.3	0	822.7
Totale	45	8050.9	11655.8	0	57333	198.8	298.9	0	1247.3

Tab. 4.14- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Mullus barbatus* per il fattore transetto.

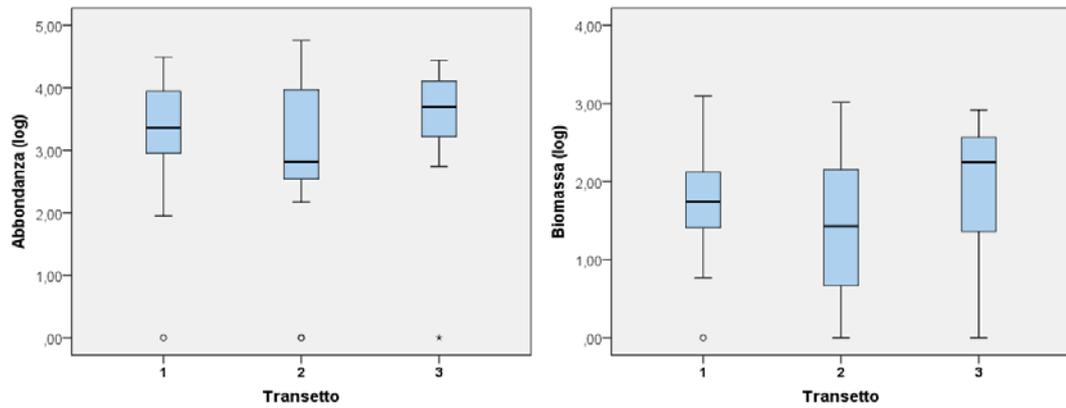
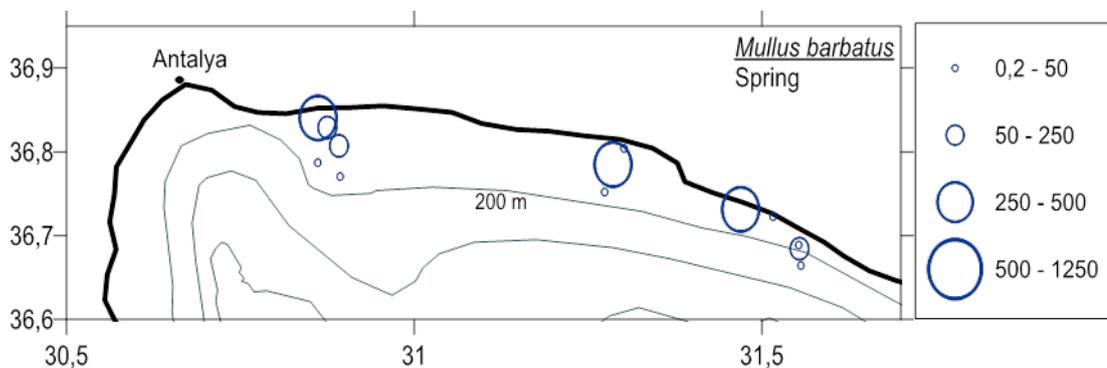


Fig. 4.11- Variazione spaziale (transetto) rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

	Fonte	df	MS	F	p
Abbondanza	Strato	4	248610406.2	2.062	0.104 ^{ns}
	Stagione	2	240684429.5	1.895	0.163 ^{ns}
	Transetto	2	43011823.1	0.315	0.731 ^{ns}
Biomassa	Strato	4	129336.8	1.503	0.219 ^{ns}
	Stagione	2	164664.5	1.906	0.161 ^{ns}
	Transetto	2	18708.4	0.200	0.819 ^{ns}

Tab. 4.15- Tabella dei risultati della MANOVA (df: gradi di libertà; MS: varianze; P: livello di significatività; ns: non significativo).

Di seguito in figura 4.12 è graficamente riportata la variazione della biomassa di *Mullus barbatus* durante le tre stagioni di riferimento. È chiaramente visibile come i valori massimi sono riferiti alla stagione estiva nell'area aperta alla pesca e nell'ultima stagione nell'ultimo transetto.



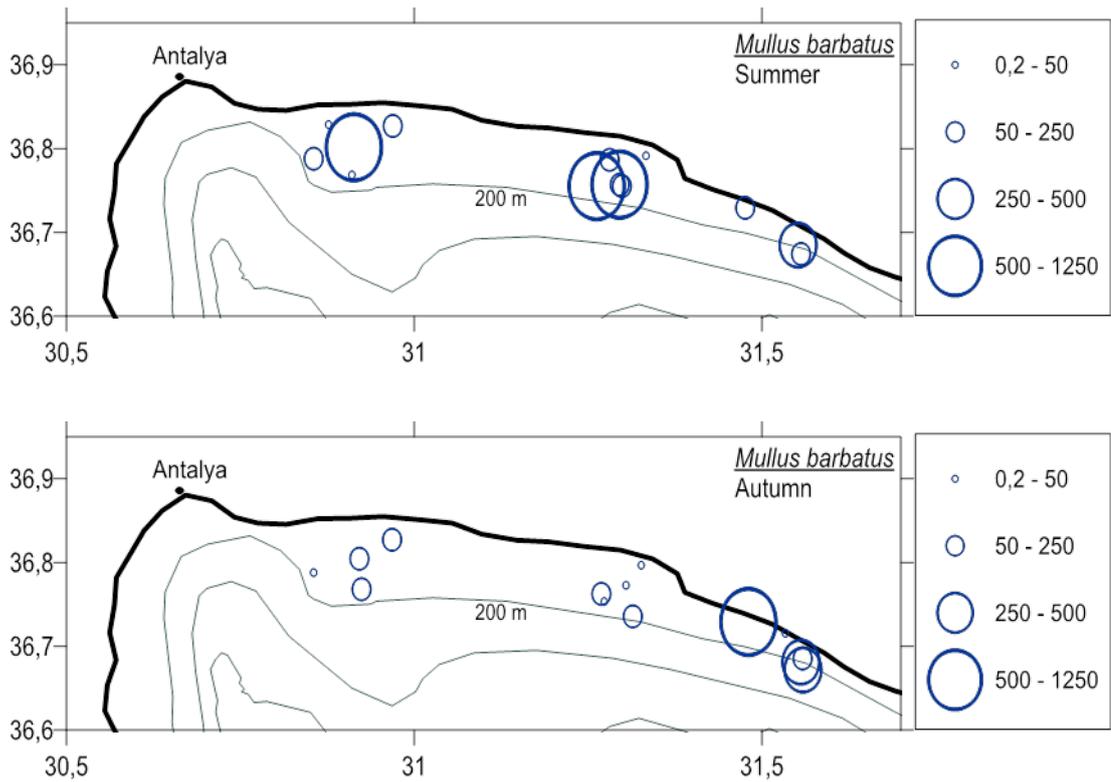


Fig. 4.12-Variazione della biomassa di *Mullus Barbatus* per le tre aree considerate rispettivamente in primavera, estate, autunno nel Golfo di Antalya (Surfer 12).

4.5.1 Analisi della progressione modale

I cinque gruppi di età identificati (gruppi modali) e l'abbondanza, risultato della frequenza di distribuzione delle lunghezze, evidenziano che l'incremento tra i gruppi consecutivi ha un trend decrescente. I primi cinque gruppi di età costituiscono il 99.6% della popolazione.

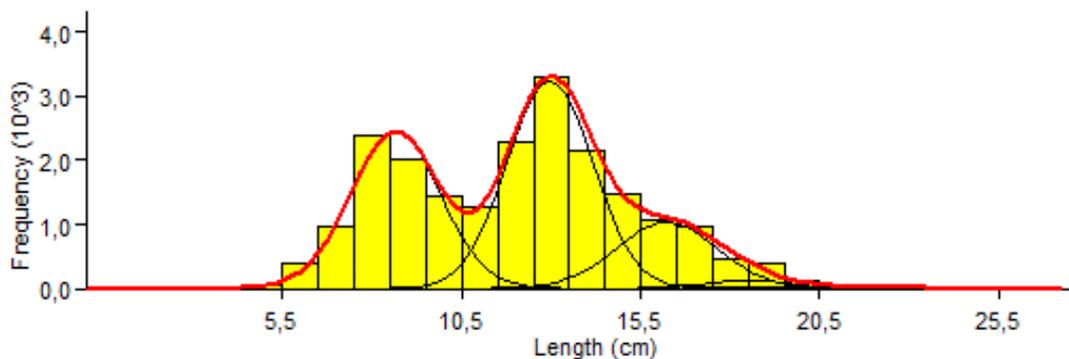


Fig.4.13- Frequenza di distribuzione delle lunghezze con le classi di età di *Mullus barbatus*.

Il secondo gruppo di età (1+) è il numericamente più consistente con una lunghezza media pari a 12,96 cm (Tabella 4.16)

Gruppo di età	Media(cm)	DS	%N	S.I.
0+	8.64	1.260	35.9	n.a.
1+	12.96	1.190	44.9	2.380
2+	16.22	1.420	17.2	2.090
3+	18.50	1.140	1.6	2.070
4+	20.21	1.650	0.4	2.000

Tab.4.16- I primi cinque gruppi di età messi insieme dall'analisi delle frequenze di lunghezza di *Mullus barbatus*, utilizzando il metodo Bhattacharya (SD Deviazione Standard, %N percentuale di individui; S.I. indice di separazione).

4.5.2 Relazione taglia-peso

L'equazione di regressione ottenuta utilizzando i dati raccolti, copre il periodo di campionamento estivo e autunnale. È stata prodotta un'equazione separatamente per i due sessi (Fig. 4.14).

Le relazioni peso–lunghezza rispettivamente di femmine e maschi sono:

$$TW(g) = 0.009 * TL (cm)^{3.048} \quad r^2 = 0.984,$$

$$TW(g) = 0.010 * TL (cm)^{3.003} \quad r^2 = 0.982.$$

La crescita, per gli individui femmine è allometrica ($t_s = 2.865$, $P < 0.001$) e positiva con b uguale a 3.048 mentre è isometrica per i maschi. Il valore del coefficiente b per gli individui di sesso maschile è 3.003.

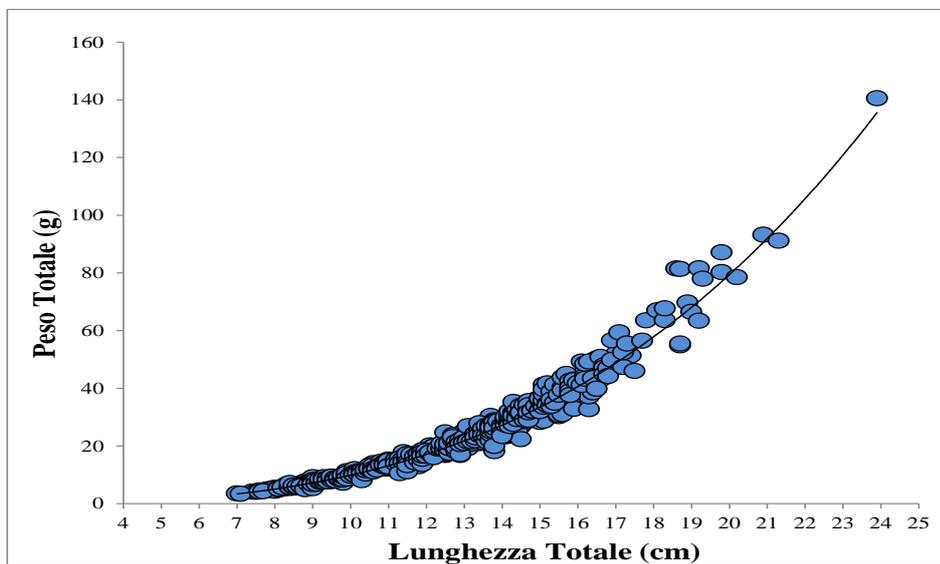
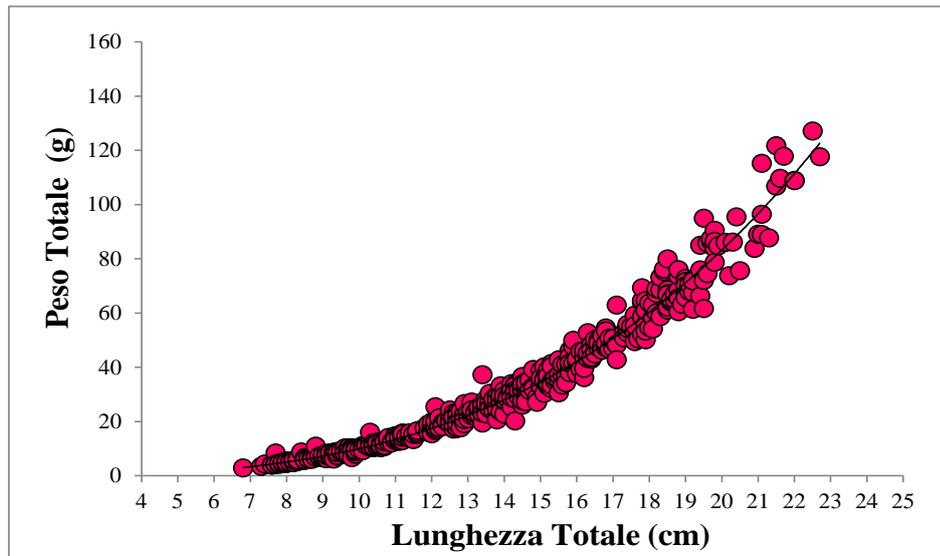


Fig.4.14- Relazioni taglia-peso in base al sesso in esemplari di *Mullus barbatus* nel Golfo di Antalya (in ordine: femmine e maschi).

4.6 *Upeneus moluccensis* (Bleeker, 1855)

Gli individui di *Upeneus moluccensis* collezionati durante la campagna sperimentale sono stati 1822. Sono stati catturati in 33 cale con una frequenza del 73% su 45 cale complessive. La distribuzione in profondità copre un range dai 10 ai 200 m.

Gli individui di *Upeneus moluccensis* esaminati sono stati 78 (Tab.4.17). Per gli organismi per cui è stato possibile identificare il sesso, 391 di questi erano femmine (60.1%) e 260 maschi (39.9%). I non identificati sono stati 129. L'ipotesi nulla sul rapporto 1:1 dei sessi è stata rigettata ($\chi^2=4.08$, $p<0.05$), gli individui non sono egualmente distribuiti tra i due sessi.

Le lunghezze oscillano da un minimo di 7.4 a 20.0 cm per le femmine, e da un minimo di 7.2 a un massimo di 15.9 per gli individui maschi.

Sesso	N	Media	Dev.Std	Minimo	Massimo
NI	129	12.57	2.85	7.5	20.0
F	391	14.20	2.55	7.4	20.0
M	260	12.47	1.64	7.2	15.9
Totale	780	13.22	2.5	7.2	20.0

Tab.4. 17 Tabella riassuntiva delle lunghezze per gli individui di *Upeneus moluccensis* esaminati in laboratorio (non identificati NI, maschi M, femmine F).

L'abbondanza e la biomassa hanno un massimo al livello batimetrico di 200 m con 14317 individui per un totale di 162.7 kg (Tab. 4.18, Fig. 4.15). L'abbondanza non presenta una correlazione significativa con la profondità, al contrario la biomassa ha una correlazione significativa con la profondità al livello 0.05 ($p<0.01$, $r=0.322$).

Profondità	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo	Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo
10	9	141,1	394.3	0	1192	8.2	23.9	0	71.9
25	9	2853.4	3097.8	0	8225	45.8	45.9	0	152.7
75	9	1007	1314.9	0	3807	21.2	30.2	0	93.0
125	9	752.5	660.7	0	1880	21.0	21.6	0	62.7
200	9	3861.7	4588.3	0	14317	65.9	51.8	0	162.7
Totale	45	1723	2828.6	0	14317	32.4	40.7	0	162.7

Tab. 4.18- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Upeneus moluccensis* per il fattore profondità.

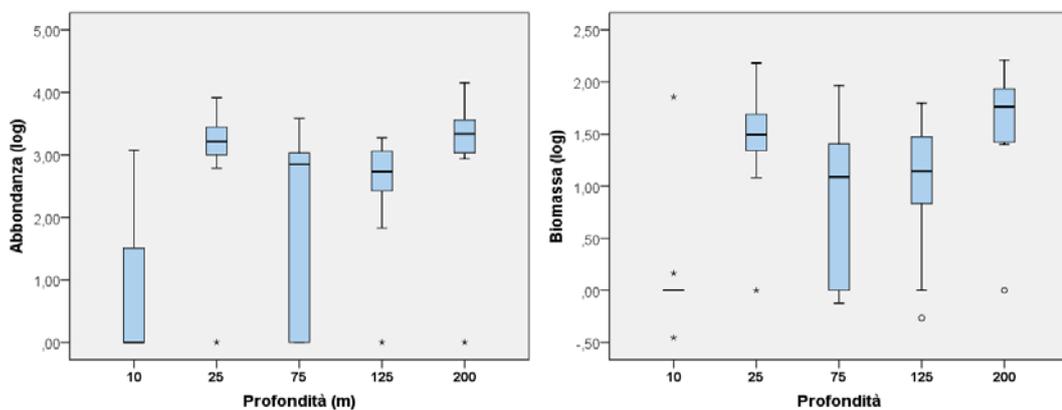


Fig. 4.15 - Variazione spaziale rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

I massimi valori di abbondanza e biomassa sono stati registrati in autunno (Tab. 4.19, Fig.4.16). I coefficienti di correlazione di Pearson non hanno però rilevato nessuna correlazione statisticamente significativa.

Stagione	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo	Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo
Primavera	15	1649.4	2121.5	0	8225	28.9	26.61	0	74.5
Estate	15	1058.9	1117.5	0	3624	30.6	36.2	0	126.4
Autunno	15	2461.1	4281.8	0	14317	37.6	56.1	0	162.7
Totale	45	1723.1	2828.6	0	14317	32.4	40.7	0	162.7

Tab. 4.19- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Upeneus moluccensis* per il fattore stagione.

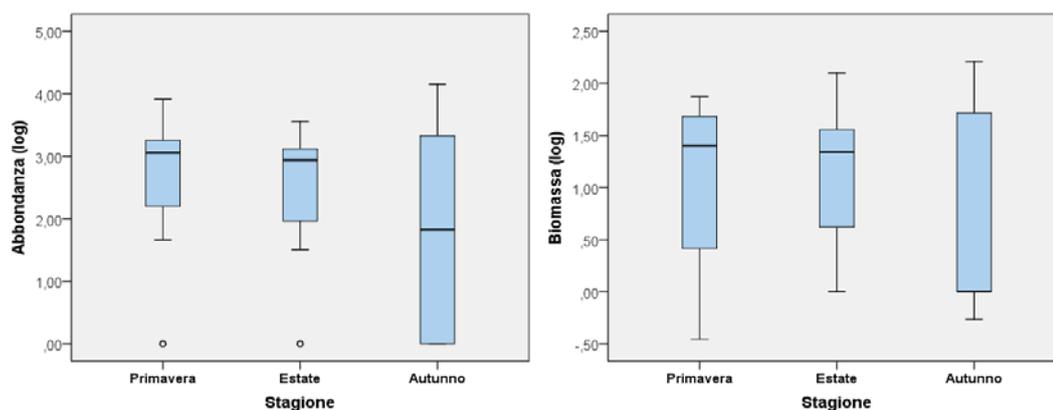


Fig. 4.16- Variazione stagionale rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

Upeneus moluccensis registra i suoi valori più alti di biomassa nel primo transetto e nell'ultimo transetto, i valori sono inoltre relativamente simili (Tab.4.20, Fig.4.17). L'abbondanza è massima nel primo transetto. Anche per quest'ultimo fattore gli indici di correlazione hanno escluso una correlazione significativa a livello statistico.

Transetto	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Std.Dev.	Minimo	Massimo	Media	Std.Dev.	Minimo	Massimo
T1	15	2462.8	3460	0	14317	47.1	43,4	0	162.70
T2	15	472.5	762.1	0	2800	9.7	14,8	0	48.38
T3	15	2234.1	3170.4	0	8225	40.3	47,6	0	15267
Totale	45	1723.1	2828.6	0	14317	198.8	40,7	0	162.70

Tab. 4.20- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Upeneus moluccensis* per il fattore transetto.

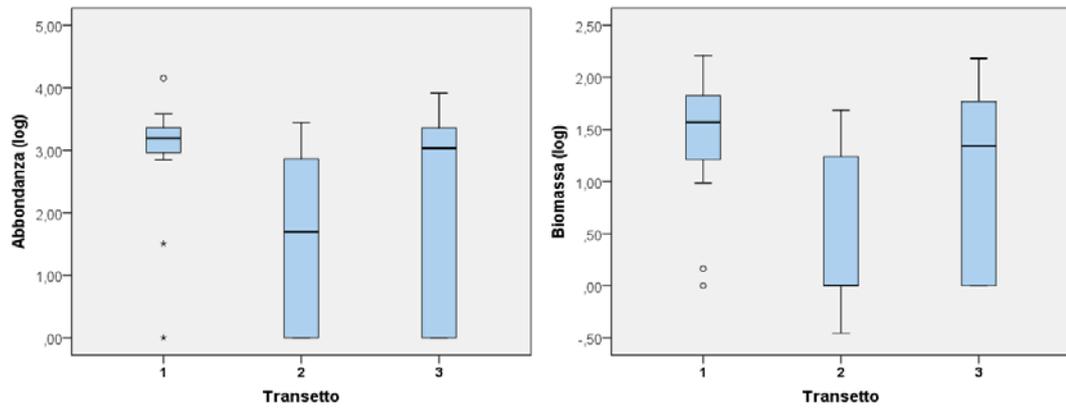


Fig. 4.17- Variazione spaziale (transetto) rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

L'analisi multivariata della varianza (MANOVA) ha evidenziato che la profondità risulta significativa nel generare differenze sull'abbondanza ($F=5.530$, $p=0.001$) e sulla biomassa ($F= 5.710$, $p=0.001$). Il transetto ha un effetto significativo per la solo per la biomassa come riportato in Tabella 4.21. Nessun pattern di variazione è legato alla stagione.

	Fonte	df	MS	F	p
Abbondanza	Strato	4	22069334.9	3.347	0.019*
	Stagione	2	7433663	0.926	0.404 ^{ns}
	Transetto	2	17793388.1	2.362	0.107 ^{ns}
Biomassa	Strato	4	4787.6	3.557	0.014*
	Stagione	2	321.7	0.187	0.830 ^{ns}
	Transetto	2	5955.2	4.095	0.024*

Tab. 4.21- Tabella dei risultati della MANOVA (df: gradi di libertà; MS: varianze; P: livello di significatività; ns: non significativo; * $P < 0,05$ statisticamente significativo).

La biomassa per *Upeneus moluccensis* sembra avere una variazione simile lungo la scala stagionale come rappresentato in Figura 4.18.

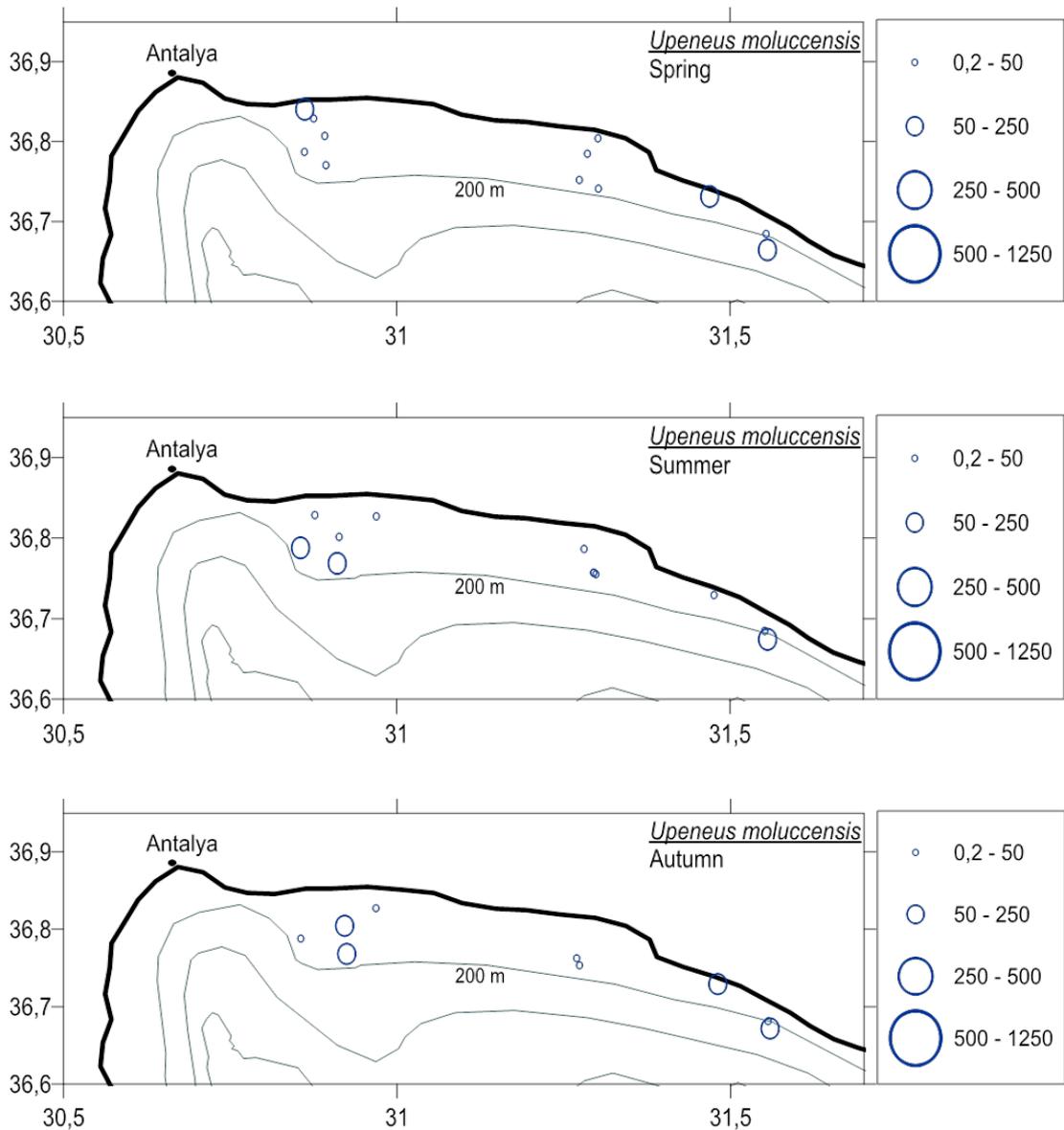


Fig. 4.18-Variazione della biomassa di *Upeneus moluccensis* per le tre aree considerate rispettivamente in primavera, estate, autunno nel Golfo di Antalya (Surfer 12).

4.6.1 Analisi della progressione modale

Dall'analisi della frequenza di distribuzione delle lunghezze sono state individuate quattro classi di età (Tab.4.22). Dalla Tabella, come anche dalla figura (Fig. 4.19), è evidente che la seconda classe modale ha un picco intorno a 8.62 cm, gli individui che hanno compiuto un anno di età sono i più abbondanti. L'indice di separazione (S.I.) per questa coorte è però pari a 0.770 indicando un'evidente sovrapposizione tra

classi. Anche se meno marcata è presente una sovrapposizione nell'ultima classe di età.

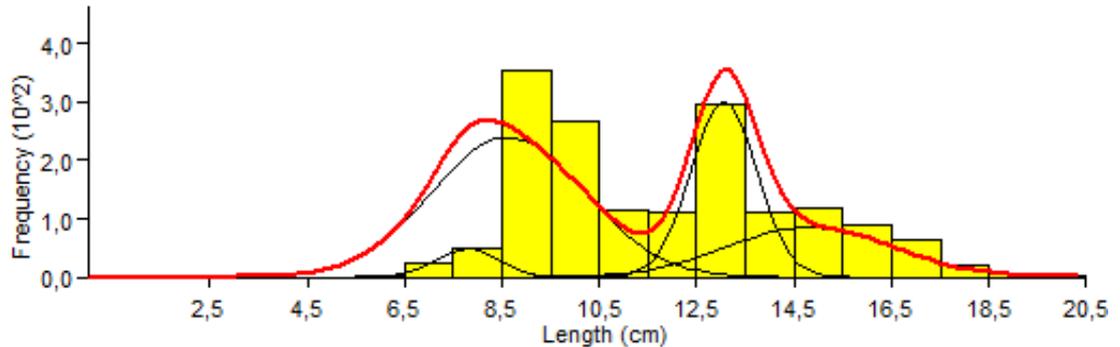


Fig. 4.19- Frequenza di distribuzione delle lunghezze con le classi di età di *Upeneus moluccensis*.

Gruppo di età	Media(cm)	DS	%N	S.I.
0+	7.78	0.630	4.03	-
1+	8.62	1.560	49.7	0.770
2+	13.06	0.68	27.2	3.96
3+	14.83	1.69	19.1	1.49

Tab. 4.22- I primi quattro gruppi di età messi insieme dall'analisi delle frequenze di lunghezza di *Upeneus moluccensis*, utilizzando il metodo Bhattacharya (DS Deviazione Standard, %N percentuale di individui; SI indice di separazione).

4.6.2 Relazione taglia-peso

La relazione taglia peso di *Upeneus moluccensis* è espressa dalle equazioni di regressioni per entrambi i sessi (Fig. 4.20). Le equazioni rispettivamente per gli esemplari femmine e maschi sono:

$$TW(g) = 0.0084 * TL (cm)^{3.0592} \quad r^2=0.983$$

$$TW(g) = 0.008 * TL (cm)^{3.0702} \quad r^2=0.98.$$

Per *Upeneus moluccensis* l'ipotesi nulla H_0 è stata rigettata, l'accrescimento è allometrico positivo sia per gli individui maschi che femmine, (rispettivamente $t_s=2.886$, $t_s=3.235$, $P<0.001$) ciò è confermato dal coefficiente b il cui valore è 3.0592 per le femmine e 3.0702 per i maschi.

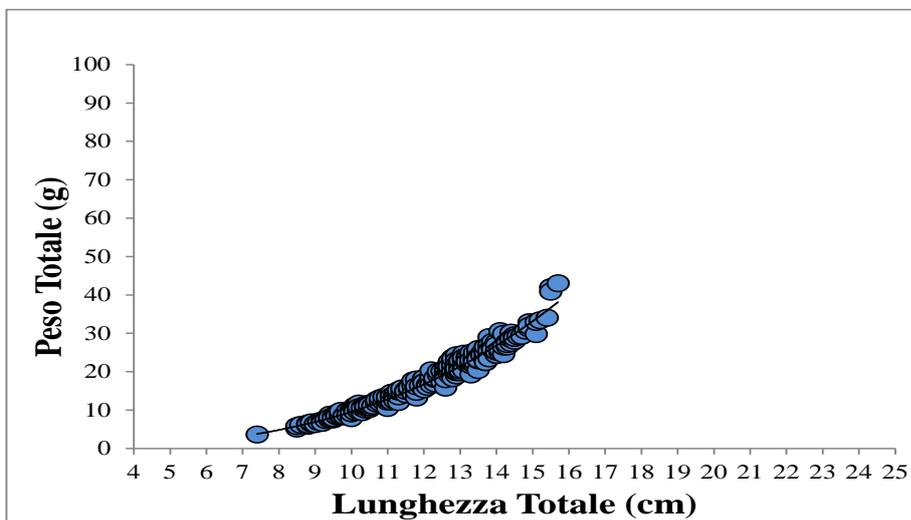
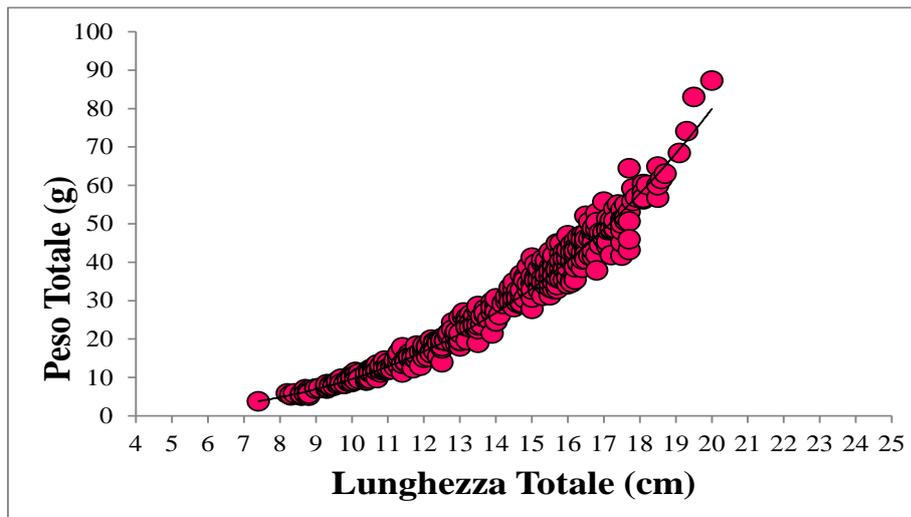


Fig. 4.20- Relazioni taglia-peso in base al sesso in esemplari di *Upeneus moluccensis* nel Golfo di Antalya (in ordine: femmine e maschi).

4.7 *Upeneus pori* (Ben-Tuvia and Golani, 1989)

Gli individui di *Upeneus pori* sono stati campionati in 21 cale con un'incidenza del 46.7%, per un totale di 3333 individui. Gli esemplari sono stati ritrovati in tutti i livelli batimetrici considerati.

Gli individui analizzati in laboratorio sono stati 1362 (Tabella 4.23). Non è stato possibile individuare il sesso per 284 esemplari. I maschi identificati sono stati 511 (52.9%) mentre le femmine 455 (47.1%). Il rapporto tra i sessi è 1:1, come confermato dal test del χ^2 ($\chi^2=0.336$, $p<0.05$, $gf=1$).

La lunghezza massima è maggiore nelle femmine (18.7 cm) rispetto ai maschi (16.1 cm).

Sesso	N	Media	Dev.Std	Minimo	Massimo
NI	284	10.81	1.63	6.1	16.9
F	455	11.32	2.10	7.1	18.7
M	512	10.39	1.67	6.8	16.1
Totale	1251	10.47	1.87	3.4	18.7

Tab. 4.23- Tabella riassuntiva delle lunghezze per gli individui di *Upeneus pori* esaminati in laboratorio (non identificati NI, maschi M, femmine F).

I dati relativi all'abbondanza e la biomassa, in Tabella 4.24 e Figura 4.21, rivelano un pattern di distribuzione legato alla profondità. I valori massimi sono raggiunti ad un range di profondità compreso tra 10 e 25 m. L'abbondanza e la biomassa sono massime ad una profondità di 10 m con valori rispettivamente di 30573 individui e 547.1 kg. I risultati del coefficiente di correlazione r di Pearson hanno confermato l'esistenza di una correlazione lineare tra le variabili e la profondità. Per l'abbondanza il coefficiente r è pari a -0.467, per la biomassa è pari a -0.415. Entrambe le correlazioni sono di tipo negativo e con una significatività statistica al livello 0.01.

Profondità	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo	Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo
10	9	7839.6	9182	262	30573	118	167.1	4.28	547.1
25	9	7408.1	8804.9	0	26175	116.8	157.4	0	493.5
75	9	45.1	95.0	0	267	0.6	1.2	0	2.8
125	9	7.5	22.4	0	67	0.05	0.3	0	0.5
200	9	41.3	123.9	0	371	0.9	2.7	0	8.1
Totale	45	3068.3	6602.9	0	30573	47.2	113.7	0	547.1

Tab. 4.24- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Upeneus pori* per il fattore profondità.

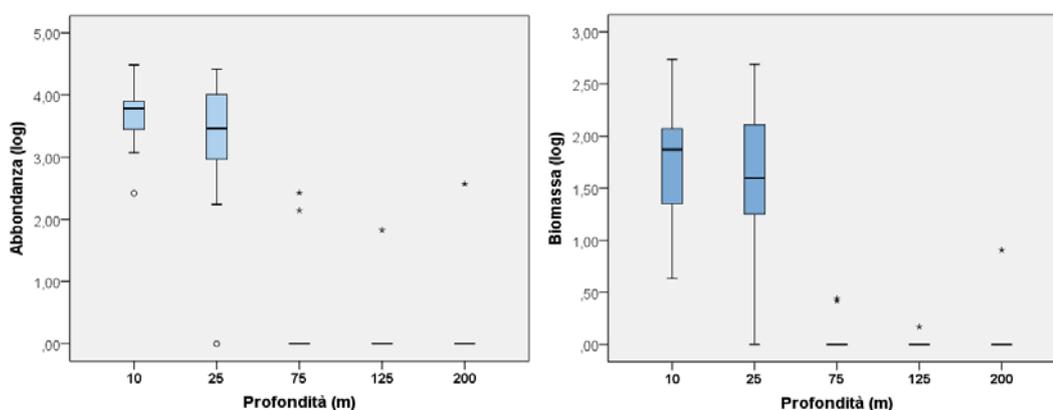


Fig. 4.21 - Variazione spaziale rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

I valori di abbondanza e di biomassa riportati in Tabella 4.25 e in Figura 4.22 rivelano una tendenza all'aumento in primavera e una diminuzione progressiva nelle stagioni successive. Nessuna correlazione lineare è stata stimata del coefficiente r di Pearson.

Stagione	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo	Media	Dev.Std.	Minimo	Massimo
Primavera	15	3782.9	7971.6	0	30573	63,4	141.7	0	547,1
Estate	15	3422.8	7520.8	0	26175	54,2	133.0	0	493,5
Autunno	15	1999.2	3874	0	11258	37,6	44.5	0	127,2
Totale	45	3068.3	6602.9	0	30573	47,2	113,7	0	547,1

Tab. 4.25- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Upeneus pori* per il fattore stagione.

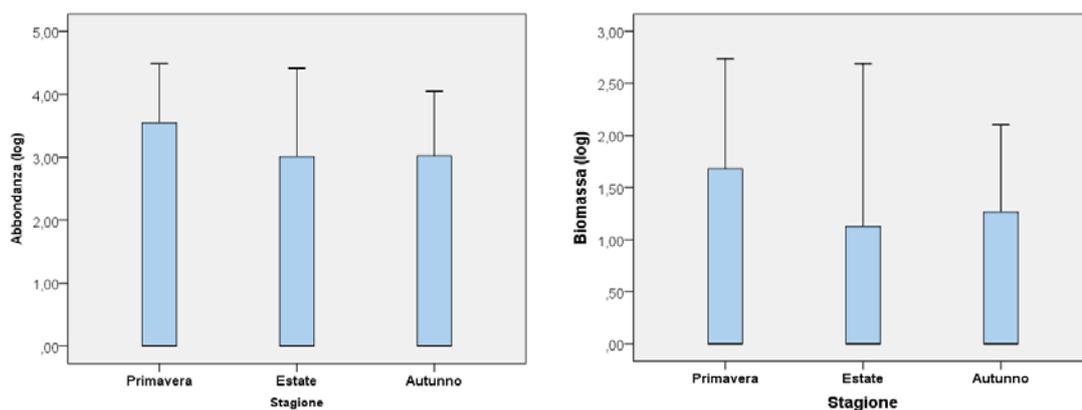


Fig. 4.22- Variazione stagionale rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

Le due variabili come mostrato nelle Tabella 4.25 e nella Figura 4.23 hanno un picco nel primo transetto. La zona chiusa alla pesca ha un valore minimo di abbondanza 11258 individui e una biomassa pari a 137,8 kg. Nessuna correlazione statisticamente significativa è stata rilevata tra le variabili e il fattore transetto.

Transetto	N	Abbondanza (N/km ²)				Biomassa (kg/km ²)			
		Media	Std.Dev.	Minimo	Massimo	Media	Std.Dev.	Minimo	Massimo
T1	15	5065,4	9839,7	0	30573	89,4	180,1	0	547,1
T2	15	1558,3	4000,8	0	15364	21,6	53,3	0	203,7
T3	15	2581,2	4150,3	0	11258	30,6	49,5	0	137,8
Totale	45	1723,1	6602,9	0	30573	47,2	113,7	0	547,1

Tab. 4.26- Tabella riassuntiva dell'abbondanza e della biomassa di *Upeneus pori* per il fattore transetto.

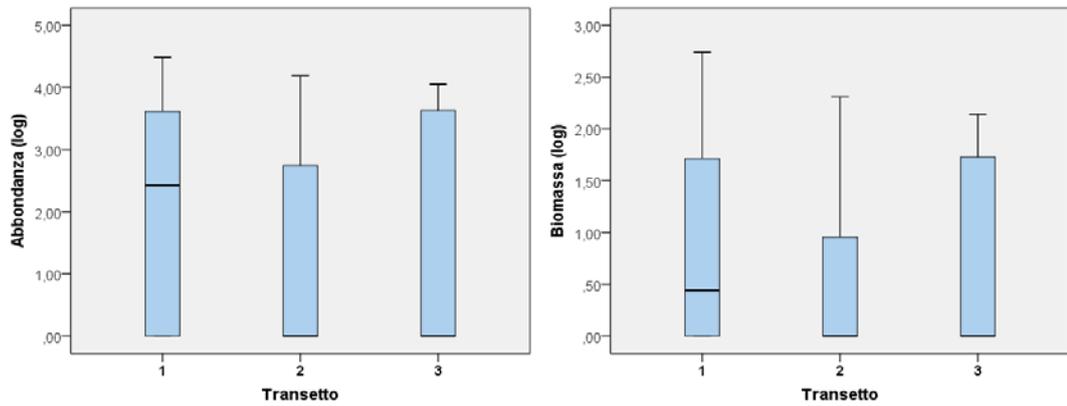


Fig. 4.23- Variazione spaziale (transetto) rispettivamente di abbondanza e biomassa nella scarpata continentale (minimo, massimo, valore mediano, quartile superiore ed inferiore).

Dall'analisi della MANOVA è emerso che la profondità contribuisce alla diversa distribuzione di abbondanza e biomassa, per la prima F è pari a 4.815 con una significatività $p=0.003$, per la seconda variabile F assume un valore 3.493 con $p=0.015$. Né la stagione né il transetto sono statisticamente significativi (Tabella 4.27).

	Fonte	df	MS	F	<i>p</i>
Abbondanza	Strato	4	155857963	4,815	0,003*
	Stagione	2	13343724,2	0,296	0,745 ^{ns}
	Transetto	2	48794896,7	1,126	0,334 ^{ns}
Biomassa	Strato	4	36838,3	3,493	0,015*
	Stagione	2	6384,7	0,482	0,621 ^{ns}
	Transetto	2	20349,9	1,617	0,211 ^{ns}

Tab. 4.27- Tabella dei risultati della MANOVA (df: gradi di libertà; MS: varianze; P: livello di significatività; ns: non significativo; * $P<0,05$ statisticamente significativo).

La biomassa di *Upeneus pori* riportata in Figura 4.24 ha un'incidenza maggiore nel primo transetto soprattutto nella stagione primaverile e autunnale mentre le abbondanze registrate negli altri due transetti hanno una portata simile tra di loro e sembrano pressoché stabili per tutto il periodo considerato.

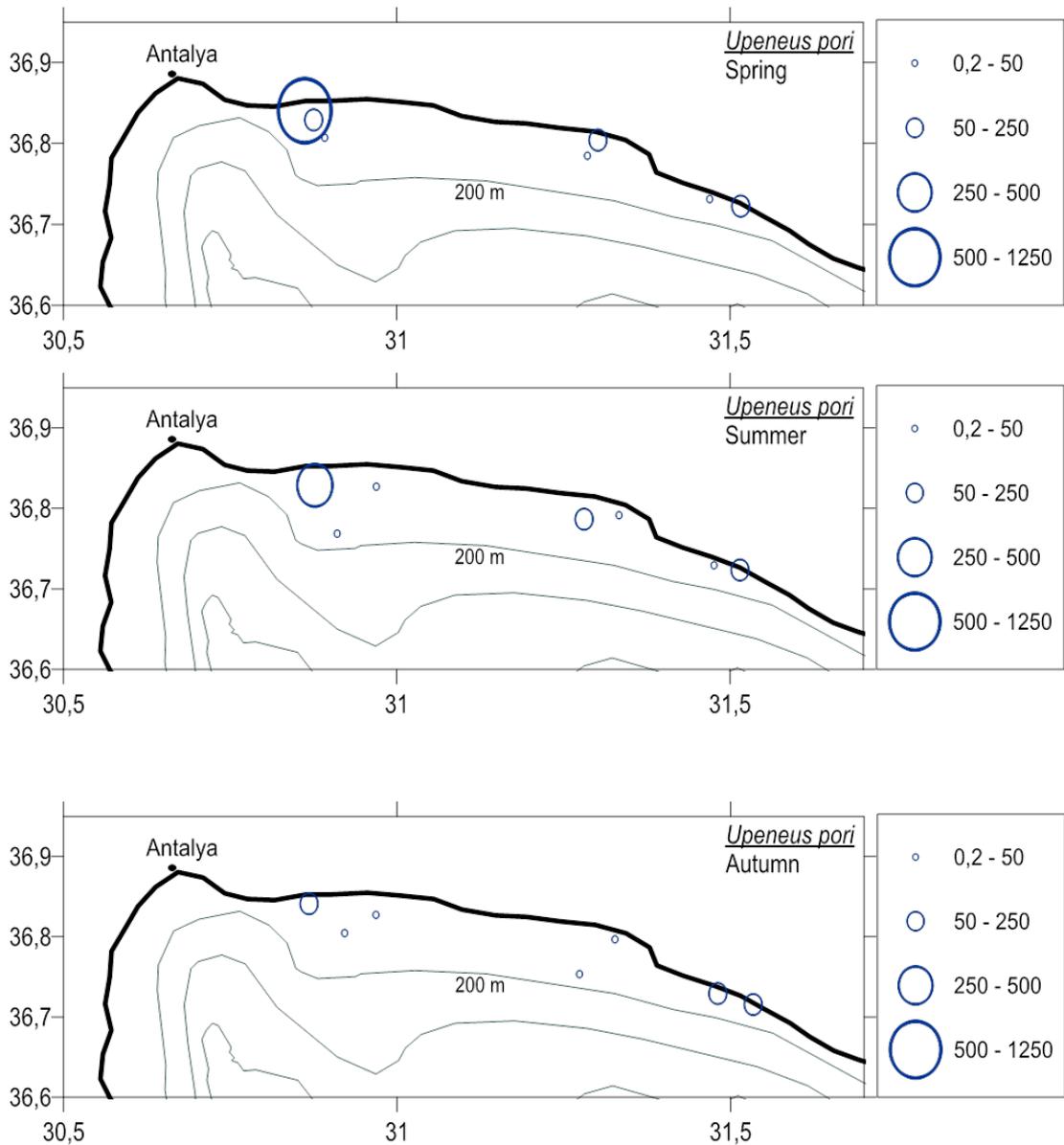


Fig. 4.24-Variazione della biomassa di *Upeneus pori* per le tre aree considerate rispettivamente in primavera, estate, autunno nella Baia di Antalya (Surfer 12).

4.7.1 Analisi della progressione modale

Dall'analisi svolta con il metodo Batthacharya, sono state identificate quattro classi di età. La seconda e la terza classe di età comprendono il 92.6% degli individui analizzati (Tabella 4.28). I picchi per queste due classi modali si stimano a 8.84 e 11.08 cm come è evidente in tabella e in Figura 4.25. Per la terza classe modale un eventuale sovrapposizione tra classi di taglia è indicata da un basso indice di separazione S.I.

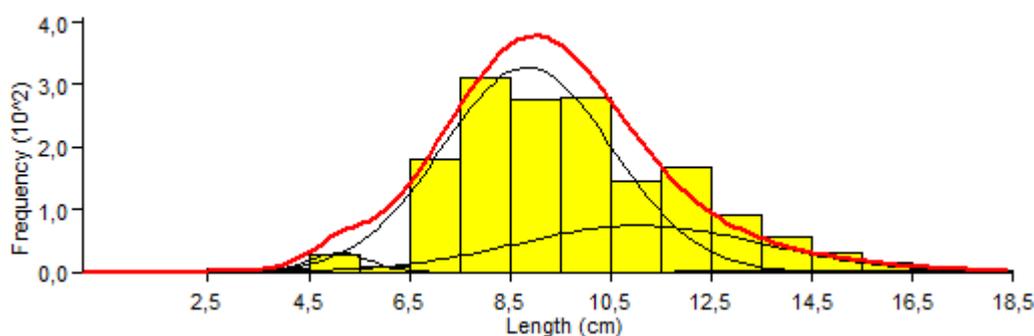


Fig. 4.25- Frequenza di distribuzione delle lunghezze con le classi di età di *Upeneus pori*.

Gruppo di età	Media(cm)	DS	%N	S.I.
0+	5,1	0,590	2,32	-
1+	8,84	1,690	69,8	2,51
2+	11,08	2,44	22,8	1,64
3+	15,49	1,81	0,6	2,02

Tab. 4.28- I primi quattro gruppi di età messi insieme dall'analisi delle frequenze di lunghezza di *Upeneus pori*, utilizzando il metodo Bhattacharya (DS Deviazione Standard, %N percentuale di individui; SI indice di separazione).

4.7.2 Relazione taglia-peso

Le equazioni riportate di seguito sono le relazione taglia peso per gli individui femmine e maschi:

$$TW(g) = 0.008 * TL (cm)^{3,063} \quad r^2=0.967$$

$$TW(g) = 0.0098 * TL (cm)^{2,97} \quad r^2=0.969.$$

La crescita è di tipo allometrico positivo per le femmine ($t_s=2.442$, $P<0.001$), il suo coefficiente b è infatti pari a 3.063. La crescita per i maschi è invece di tipo isometrico con il coefficiente b uguale a 2.97 (Fig. 4.26).

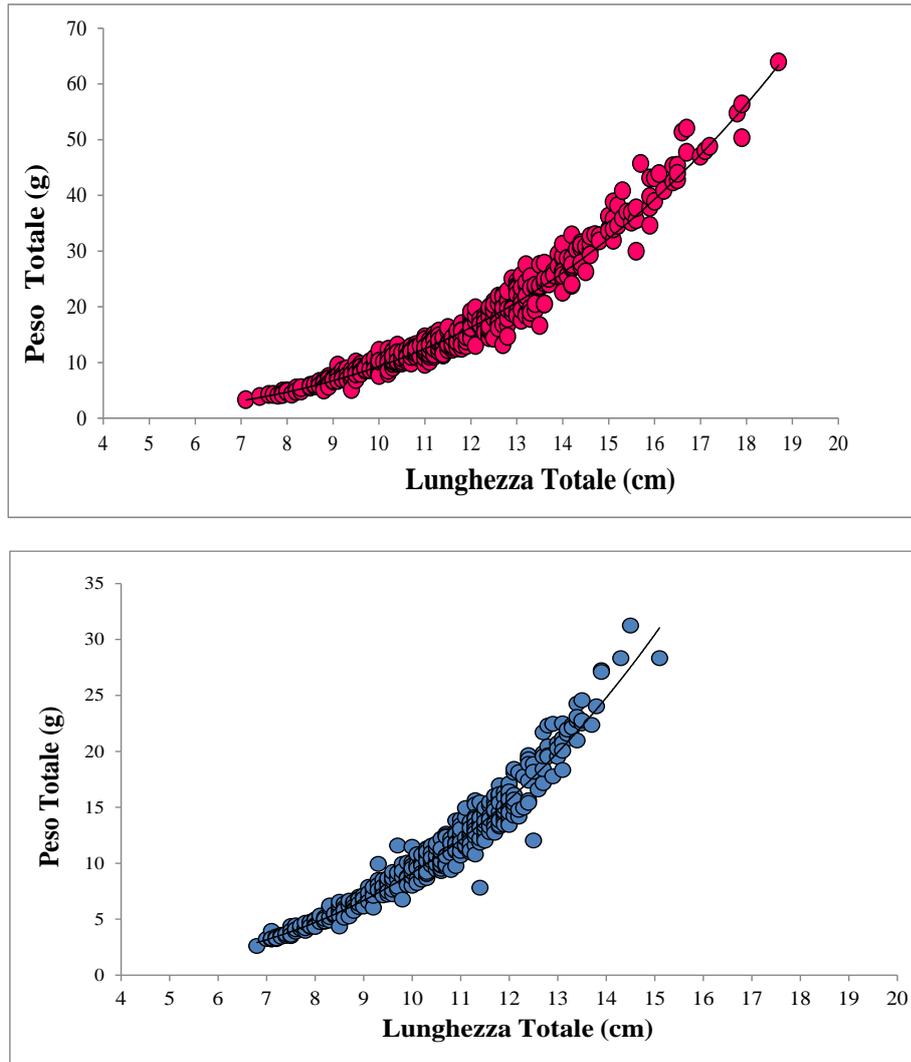


Fig. 4.26- Relazioni taglia-peso in base al sesso in esemplari di *Upeneus pori* nel Golfo di Antalya (in ordine femmine e maschi).

5. DISCUSSIONE

Il presente studio rappresenta il primo tentativo di analizzare la variazione spaziale e temporale delle risorse demersali nel Golfo di Antalya in relazione sia a variabili ambientali che allo sfruttamento esercitato dall'attività di pesca. L'approccio è stato ambivalente. In primo luogo è stata indagata la struttura spaziale e temporale della comunità demersale, prendendo in considerazione sia la variazione dei parametri ambientali e le loro relazioni, e sia la composizione in specie del popolamento. In secondo luogo, sono state considerate tre specie demersali di rilevante importanza commerciale ed ecologica: *Mullus barbatus*, *Upeneus pori* e *Upeneus moluccensis*, al fine di indagare i possibili effetti dello sfruttamento.

La letteratura riguardante la struttura della comunità ittica presente nel Golfo di Antalya è molto scarsa. La letteratura infatti è per lo più incentrata sulla selettività degli attrezzi da pesca sulle specie d'interesse commerciale.

Dallo studio è emerso che le proprietà ambientali: temperatura, ossigeno, salinità e materia sospesa sono variabili in due diverse direzioni, a livello spaziale (profondità) e a livello temporale (stagione) nel golfo, come evidenziato dall'analisi multivariata. Dall'analisi della PCA è risultato inoltre come la temperatura, ossigeno e in maniera minore la salinità, siano le variabili che maggiormente spiegano la variazione esistente tra le stazioni nella piattaforma continentale. La temperatura ad esempio, ad una profondità inferiore ai 100 m, ha un valore compreso tra i 30.8 e i 18.5 °C, mentre negli strati più profondi oscilla tra 24.6 e 18.6 °C. La disparità media tra le acque meno profonde e quelle più profonde è pari a 3.24 °C. Questa diminuzione della temperatura è legata ad un aumento della solubilità dell'ossigeno. Questi intervalli potrebbero spiegare i valori elevati dei coefficienti di autovettore dell'analisi PCA.

I risultati di questo studio suggeriscono che la struttura della comunità sia caratterizzata dalla presenza di quattro raggruppamenti principali della comunità demersale. La separazione è intorno ai 100 m di profondità, come è evidente dai dendrogrammi della *Cluster Analysis* e dall'ordinamento non metrico (MDS). Le

variabili abiotiche potrebbero avere un impatto sulla composizione della comunità tassonomica ed essere considerate esplicative della struttura della popolazione di fondo. Nei risultati dell'analisi SIMPER il contributo totale di dissimilarità tra lo strato dei 10-49 e dei 100-200 m è uguale a 84.4%, in questo contesto *Bothus podas* e *Upeneus pori* risultano essere le specie che pesano maggiormente sulla differenza tra i due strati. Queste specie potrebbero ad esempio avere una tolleranza più alta ai gradienti di temperatura e salinità.

In relazione a ciò, dalla combinazione dei dati biologici e ambientali, in specifico dall'analisi DistLM tutte le variabili ambientali prese in esame, hanno un ruolo nella distribuzione delle specie demersali. La temperatura e l'ossigeno potrebbero quindi guidare la struttura della comunità nel Golfo di Antalya. La temperatura, lo strato, e in maniera meno estesa, l'ossigeno sono fattori importanti nel determinare i gruppi *cluster* all'interno dei dendrogrammi e dell'analisi MDS associata (Smale *et al.*, 1993).

Il ruolo delle variabili investigate fino ad ora può spiegare la struttura della popolazione demersale. In questo studio non sono però stati considerati altri fattori abiotici o biologici che potrebbero giocare un ruolo predominante nella distribuzione dei *taxa* demersali. Un ruolo importante potrebbe essere svolto dal diverso tipo di sedimento. È noto che habitat eterogenei forniscono substrati specifici per l'alimentazione, il reclutamento e il rifugio dai predatori (Aburto-Oropeza & Balart, 2001; Ruitton *et al.*, 2000). La conformazione del fondale e il tipo di sedimento possono ricoprire un ruolo importante nel determinare la composizione della comunità bentica, includendo i pesci e le loro prede (Majewski *et al.*, 2013). In questo ambito sarebbe interessante investigare il ruolo delle specie non autoctone nel determinare la struttura di comunità, in quanto secondo Golani e Bentuvia (1989) la colonizzazione lessepsiana è più intensa su substrati di tipo sabbioso o fangoso.

Nel presente studio, inoltre sono stati considerati gli effetti che la pressione di pesca esplica a livello di comunità. L'*overfishing* in particolar modo utilizzando tecniche di pesca attive, ha un impatto diretto sulla presenza e l'abbondanza delle specie target e il declino dovrebbe portare a cambiamenti nella struttura dei popolamenti (Ecoutin *et al.*, 2010). In questo contesto le popolazioni ittiche si spostano da una comunità demersale predominante ad un comunità pelagica (Garrison and Link, 2000).

L'impatto può essere rilevato, oltre che come una diminuzione dell'abbondanza e della biomassa delle aree sfruttate, da un cambiamento della biodiversità. Secondo D'agata *et al.*, (2014) i disturbi possono incidere sulla diversità dei popolamenti di specie. Dai risultati del presente studio il numero medio di individui N, la ricchezza in specie S, la diversità H' di Shannon e l'uniformità di Simpson V' hanno un incremento nell'area chiusa all'attività di pesca. Nonostante ciò nessuna correlazione statisticamente significativa è stata registrata nei tre transetti, come confermato dal coefficiente di Pearson. La dominanza in specie inoltre mette in evidenza che una specie commerciale come *Mullus barbatus* sia dominante in tutti i transetti. Anche *Upeneus pori* dominante nel primo transetto aperto all'attività di pesca è una specie *target*. Gli indici di biodiversità sembrerebbero suggerire un impatto basso e moderato sulla comunità residente nell'area di Antalya. Nonostante l'analisi multivariata indichi la presenza di una differenza spaziale, l'analisi SIMPER non ha però delineato una differenza sostanziale nella composizione tassonomica tra i transetti. Questo risultato potrebbe essere imputabile alla consistenza della flotta commerciale della baia costituita da 690 navi di cui il 97% con una lunghezza inferiore ai 12 m (Olguner & Deval, 2012), che potrebbe non rappresentare uno sfruttamento cronico delle risorse. Comunque la mancanza di trend nelle aree interessate dalla pesca non possono essere inequivocabilmente legate all'attività di pesca ma anche i processi naturali potrebbero avere un ruolo, risultando in un effetto additivo della pesca e della variabilità ambientale (Koch *et al.*, 2009).

Gli effetti dello sfruttamento che si manifestano al livello dei “*life history traits*” delle specie come il rapporto taglia-peso e la variazione della *sex ratio* della popolazione sono stati indagati prendendo in esame tre specie commercialmente sfruttate nel golfo: *Mullus barbatus*, *Upeneus moluccensis* e *Upeneus pori*, tutte specie appartenenti alla famiglia Mullidae.

Nei pesci il rapporto tra i sessi varia considerevolmente da specie a specie ma nella maggior parte dei casi è vicina al rapporto 1:1 (Cherif *et al.*, 2007). La popolazione di *Mullus barbatus*, nonostante abbia una maggiore presenza di individui maschi, presenta un *sex ratio* di 1:1. Questa situazione è condivisa anche da *Upeneus pori*. Da altri studi su *Mullus barbatus* come quello di Cherif *et al.*, (2007) nel Golfo di

Tunisi, un'area questa particolarmente impattata, la *sex ratio* per la specie era stata 32% per i maschi e 68% per le femmine.

I risultati dell'analisi multivariata, ottenuti dai valori di biomassa e abbondanza non hanno mostrato pattern spaziali e temporali statisticamente rilevanti. È utile precisare come i valori massimi di abbondanza e biomassa non siano stati riscontrati fra i transetti chiusi alla pesca ma nel transetto in cui è consentita. L'analisi della progressione modale ha messo in evidenza come la classe entro un anno di età (0+) sia la meno rappresentata, soprattutto in *Upeneus moluccensis* e *Upeneus pori*. Questo potrebbe essere causato dalla selettività del sacco di copertura usato (İşmen A., 2006). Gli individui della prima classe di età (I) sono i dominanti. Solo per *Mullus barbatus* sono presenti individui della classe IV. In generale però le classi II e III sono scarsamente rappresentate, i bassi livelli dei gruppi più anziani dopo la classe II non può essere relazionata alla selettività, ed è più probabile che sia il risultato di un'attività di pesca intensiva (İşmen, 2006). Gli individui di taglia maggiore sono infatti i primi a scomparire.

L'equazione peso-lunghezza è un utile strumento per l'applicazione di modelli per la valutazione degli *stocks* e per il confronto tra regioni geografiche (Kolher *et al.*, 1995; Goncalves *et al.*, 1996; Froese & Pauly, 1998). Questa specie presenta un accrescimento isometrico solo per i maschi.

Dai risultati riguardanti *Upeneus moluccensis* è emersa una situazione differente rispetto al quadro delineato dagli altri due *taxa* esaminati. La sua proporzione tra i sessi non è di 1:1 e una predominanza di individui femmine è stata osservata (60.1%). Questa situazione è già stata riscontrata da Kaja (1999) in uno studio condotto sulle coste turche da Fethiye alla Baia di Iskenderun (Mediterraneo orientale), con campionamenti effettuati anche nella zona di Antalya. La causa di questa differente ripartizione potrebbe essere dovuta all'impatto della pesca su questa specie, o ad esempio un alto tasso di femmine, come sostenuto da Kartas e Quignard (1984), potrebbe essere causato da diversi fattori connessi alla fisiologia e all'etologia della specie, come ad esempio l'età, la crescita più lenta o l'alta mortalità degli individui maschi. Le femmine inoltre presentano una lunghezza di taglia media considerevolmente maggiore rispetto superiore rispetto ai maschi. Dai risultati della MANOVA è emerso che la biomassa e l'abbondanza variano in relazione al fattore

profondità. Ma in particolar modo è emerso che la variazione della sua biomassa è legata al fattore transetto, mentre l'abbondanza non è statisticamente "influenzata". Si potrebbe ipotizzare che uno sfruttamento di *Upeneus moluccensis* abbia comportato una possibile riduzione della biomassa nella zona non tutelata. In ultimo è importante precisare che il fattore transetto non sembra sortire nessun effetto statisticamente rilevante sulle altre specie studio. L'equazione taglia-peso mostra per entrambi i sessi un andamento allometrico positivo.

L'ultima specie esaminata *Upeneus pori*, come già accennato ha un rapporto tra i sessi pari a 1:1, questo aspetto era stato già stato riscontrato nella Baia di Iskenderun (İşmen, 2006). La lunghezza massima teorica per questa specie è maggiore nelle femmine (18.7 cm), questo valore è molto vicino al valore massimo riportato in letteratura pari a 19 cm. I risultati dell'analisi multivariata effettuata, descrivono come la variazione della biomassa e dell'abbondanza non sia legata ne al transetto ne alla stagione, ma sia legata solo alla profondità. Infatti Cicek *et al.*,(2011), affermano che il 97.7 % della biomassa totale di *Upeneus pori* è pescata a meno di 50 m di profondità. Dai risultati della relazione taglia peso si evince che solo questa specie ha una crescita isometrica per i maschi e allometrica per le femmine.

Upeneus pori si va ad inserire nella tendenza generale, riscontrata già per le alte specie, per cui le classi modali relative al secondo e al terzo anno di età sono scarsamente rappresentate nell'analisi della progressione modale.

Nessuna delle specie sotto esame ha mostrato delle variazioni legate alla stagionalità, nonostante l'attività di pesca nell'area sia chiusa dal periodo compreso dal 15 Aprile al 15 Settembre. Questo probabilmente è dovuta alla corta scala temporale utilizzata nel presente studio. La possibilità inoltre di avere serie di dati più lunghe permetterebbe di valutare in maniera più accurata le dinamiche delle risorse ittiche nell'area d'indagine.

La disponibilità di serie temporali più lunghe potrebbe inoltre permettere di effettuare indagini più approfondite delle possibili conseguenze della pesca sulla comunità del golfo. Dal presente studio gli effetti dello sfruttamento da pesca non sembrano sortire effetti a livello di comunità non essendoci ad esempio chiare variazioni della composizione specifica. Gli unici effetti sembrano manifestarsi a

livello di popolazione, particolarmente sulla popolazione di *Upeneus moluccensis*.
L'unica specie autoctona *Mullus Barbatus* quindi da più tempo presente nell'area
sembra subire gli effetti minori.

6. CONCLUSIONI

Il presente studio rappresenta il primo tentativo di descrivere la dinamica spazio-temporale delle risorse ittiche demersali del Golfo di Antalya in relazioni alle variabili ambientali e allo sfruttamento dell'attività di pesca esercitato su queste risorse.

Dall'analisi è emerso come le variabili ambientali siano uno strumento efficace per delineare la struttura della comunità. La struttura delle popolazioni sembra essere infatti legata soprattutto alla variazione spaziale di queste variabili.

Dalle analisi appare che la struttura di comunità non sia influenzata in maniera particolare dallo sfruttamento umano. Non si sono infatti delineate delle variazioni a livello di comunità evidenti tra le differenti aree di campionamento che includono aree sfruttate dalla pesca a strascico e aree interdette completamente. Per quanto concerne le specie *target* analizzate, solo *Upeneus moluccensis* sembra "risentire" maggiormente degli effetti indotti dalla pesca.

Lo svolgimento di campagne sperimentali di pesca a strascico sono un buona fonte di informazione utile per valutare l'evoluzione delle risorse. La scala temporale di questo studio è però limitata, occorrerebbe infatti integrare le informazioni raccolte con serie temporali di catture più lunghe attraverso sistematiche campagne di ricerca. Queste serie sarebbero un utile strumento per comparare gli effetti a livello stagionale e per delineare la dinamica delle risorse nel tempo, ma attualmente non sono disponibili per l'area studio considerata. Inoltre sarebbe interessante per ulteriori sviluppi, includere altre variabili biotiche o abiotiche come ad esempio il tipo di substrato per descrivere in maniera più efficace la struttura delle risorse alieutiche demersali.

7. BIBLIOGRAFIA

- Aburto-Oropeza, O., & Balart, E. F. (2001). Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*, 22(4), 283-305.
- Akyol, O., Tosunođlu, Z., & Toka, A. (2000). Investigation of the Growth and Reproduction of Red Mullet (*Mullus Barbatus* Linnaeus, 1758) Population in the Bay of Izmir (Aegean Sea).
- Alheit, J., & Hagen, E. (1997). Long-term climate forcing of European herring and sardine populations. *Fisheries Oceanography*, 6(2), 130-139.
- Auster, P. J., & Langton, R. W. (1999, August). The effects of fishing on fish habitat. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 22, No. 150-187).
- BAKA (2012), Fishery products sectoral report. West Mediterreanean Development Agency, Antalya.
- Ben-Tuvia, A., & Golani, D. (1989). A new species of goatfish (Mullidae) of the genus *Upeneus* from the Red Sea and the eastern Mediterranean. *Israel Journal of Zoology*, 36(2), 103-112.
- Bombace, G., & Lucchetti, A. (2011). *Elementi di biologia della pesca*. Edagricole.
- Caddy, J. F. (1993). Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries. *Scientia Marina (Espana)*.
- ardak, M., zbek, E. ., & Kebapiođlu, T. (2015). Seasonal abundance and diversity of culturable heterotrophic bacteria in relation to environmental factors in the Gulf of Antalya, Eastern Mediterranean, Turkey. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 31(4), 569-582.
- elikkale, M. S., Düzgüneş, E., & Okumuş, İ. (1999). *Türkiye Su Ürünleri Sektörü Potansiyeli, Mevcut Durumu, Sorunları ve özüm Önerileri*. İstanbul Ticaret Odası, Yayın no: 1999-2. İstanbul: 53-64.

- Cherif, M., Zarrad, R., Gharbi, H., Missaoui, H., & Jarboui, O. (2007). Some biological parameters of the red mullet, *Mullus barbatus* L., 1758, from the Gulf of Tunis. *Acta Adriatica*, 48(2), 131-144.
- Cicek, E., & Avsar, D. (2011). Age, Growth and Mortality of *Upeneus pori* Ben-Tuvia and Golani, 1989 off the Karatas Coasts of Iskenderun Bay. *J. Anim. Vet. Adv*, 10(7), 878-882.
- Cicek, E., Avsar, D., Yeldan, H. & Ozutok, M. (2002). Population characteristics of the por's goatfish (*Upeneus pori* Ben-Tuvia & Golani, 1989). Inhabiting in BabadillimanÝ Bight (Northeastern Mediterranean-Turkey). Workshop on Lessepsian Migration, 20-21 July 2002, Gokceada Turkey, 92-99.
- Clarke, K. R., & PRIMER, G. R. (2006). V6: User manual/tutorial. Primer-E Ltd. Plymouth.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). An approach to statistical analysis and interpretation. *Change in Marine Communities*, 2.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., & Gorley, R. N. (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1), 56-69.
- Cushing, D.H. & Dickson, R.R. (1976) The biological response in the sea to climatic changes. *Advances in Marine Biology* 14,1-122.
- D'agata, S., Mouillot, D., Kulbicki, M., Andréfouët, S., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., ... & Vigliola, L. (2014). Human-mediated loss of phylogenetic and functional diversity in coral reef fishes. *Current Biology*, 24(5), 555-560.
- Demestre, M., Sbrana, M., Alvarez, F., & Sánchez, P. (1997). Analysis of the interaction of fishing gear in *Mullus barbatus* fisheries of the Western Mediterranean. *Journal of applied ichthyology*, 13(2), 49-56.
- Dickson, R. R., & Brander, K. M. (1993). Effects of a changing windfield on cod stocks of the North Atlantic. *Fisheries Oceanography*, 2(3-4), 124-153.
- Doubleday, W. G., & Rivard, D. (1981). *Bottom trawl surveys: proceedings of a workshop held at Ottawa, November 12-14, 1980* (Vol. 58). Dept. of Fisheries and Oceans= Ministère des pêches et des océans.

- Ecoutin, J. M., Simier, M., Albaret, J. J., Laë, R., & de Morais, L. T. (2010). Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(2), 284-292.
- FAO (2008). Fishery country profile: Turkey. FAO, Rome.
- FAO, 2012. The State of World Fisheries and Aquaculture 2008. Food and agriculture organization of the united nations, Rome 2012.
- Field, J. 1., Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1982). A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 8(1), 37-52.
- Fiorentino, F., Badalamenti, F., D'Anna, G., Garofalo, G., Gianguzza, P., Gristina, M., ... & Fortibuoni, T. (2008). Changes in spawning-stock structure and recruitment pattern of red mullet, *Mullus barbatus*, after a trawl ban in the Gulf of Castellammare (central Mediterranean Sea). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 65(7), 1175-1183.
- Fischer, W. (1973). Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer noire (Zone de pêche 37): Volume II.
- Friedlander, A. M., & DeMartini, E. E. (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. *Marine Ecology Progress Series*, 230(253), e264.
- Friedlander, A. M., Brown, E. K., Jokiel, P. L., Smith, W. R., & Rodgers, K. S. (2003). Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs*, 22(3), 291-305.
- Froese, R., & Pauly, D. (Eds.). (2000). *FishBase 98: Concept, Design and Data Sources [CD-ROM-Ausgabe Nebst Manual...]* (No. 1594). WorldFish.
- Galbraith R.D., Rice A., & Strange E.S. (2004). An introduction to commercial fishing gear and methods used in Scotland. *Scottish Fisheries Information Pamphlet*, 25, 44.
- García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J. T., Reñones, O., & Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity,

habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144(1), 161-182.

- Garrison, L. P., & Link, J. S. (2000). Fishing effects on spatial distribution and trophic guild structure of the fish community in the Georges Bank region. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(3), 723-730.
- Gaspar, M. B., Santos, M. N., Vasconcelos, P., & Monteiro, C. C. (2002). Shell morphometric relationships of the most common bivalve species (Mollusca: Bivalvia) of the Algarve coast (southern Portugal). *Hydrobiologia*, 477(1-3), 73-80.
- Golani, D. (1998). Impact of Red Sea fish migrants through the Suez Canal on the aquatic environment of the Eastern Mediterranean. *Bulletin Series Yale School of Forestry and Environmental Studies*, 103, 375-387.
- Golani, D. (2002). *CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean: fishes* (Vol. 1). CIESM publishers.
- Golani, D., & Ben-Tuvia, A. (1989). Characterization of lessepsian (Suez Canal) fish migrants. *Environmental quality and ecosystem stability*, 4, 225-243.
- Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Lino, P. G., Ribeiro, J., Canario, A. V., & Erzini, K. (1997). Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fisheries Research*, 30(3), 253-256.
- Goren, M. & M. Dor. (1994). CLOFRES II. *An update checklist of the Fish of the Red Sea*. Israel Academy of Sciences, Human. & Interuniversity Institute of Marine Sciences. Elat. 120.
- Gramitto, M. E. (2001). *La gestione della pesca marittima in Italia: fondamenti tecnico-biologici e normativa vigente*. Consiglio nazionale delle ricerche.
- Gramolini R., Mannini P., Milone N. & Zeuli V. (2005). AdriaMed Trawl Information System. User Manual. *AdriaMed Technical Documents*, 17, 141.
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queirós, A. M., Duplisea, D. E., & Piet, G. J. (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(4), 721-736.

- Işmen, A. (2006). Growth and Reproduction of Por's Goatfish (*Upeneus pori* Ben-Tuvia & Golani, 1989) in İskenderun Bay, the Eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Zoology*, 30(1), 91-98.
- Jennings, S., & Kaiser, M. J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in marine biology*, 34, 201-352.
- Jennings, S., Dinmore, T. A., Duplisea, D. E., Warr, K. J., & Lancaster, J. E. (2001). Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology*, 70(3), 459-475.
- Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Hinz, H., Austen, M. C. V., Somerfield, P. J., & Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 1-14.
- Kartas, F., & Quignard, J. (1984). La fécondité des poissons Téléostéens (The fecundity of Teleosteans fish). Coll. Biol. milieux marins.
- Kaya, M., Benli, H. A., Katagan, T., & Ozaydın, O. (1999). Age, growth, sex-ratio, spawning season and food of golden banded goatfish, *Upeneus moluccensis* Bleeker (1855) from the Mediterranean and south Aegean Sea coasts of Turkey. *Fisheries Research*, 41(3), 317-328.
- Kebapçioğlu T., Özgür özbek E., Çardak M., Gökoglu M. & Begburs C. R. (2010). The status of the demersal fish community in the Gulf of Antalya, Turkey (Levantine sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 39.
- Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M., Hacker, S. D., ... & Wolanski, E. (2009). Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 29-37.
- Kohler, N. E., Casey, J. G., & Turner, P. A. (1995). Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fishery Bulletin*, 93(2), 412-418.
- Lehodey, P., Bertignac, M., Hampton, J., Lewis, A., & Picaut, J. (1997). El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature*, 389(6652), 715-718.
- Leonart, J., & Maynou, F. (2003). Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Scientia Marina*, 67(S1), 37-49.

- Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I., & Fromentin, J. M. (2001). Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography*, 10(1), 33-50.
- Luckhurst, B. E., & Luckhurst, K. (1978). Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49(4), 317-323.
- Majewski, A. R., Lynn, B. R., Lowdon, M. K., Williams, W. J., & Reist, J. D. (2013). Community composition of demersal marine fishes on the Canadian Beaufort Shelf and at Herschel Island, Yukon Territory. *Journal of Marine Systems*, 127, 55-64.
- Margalef, R. (1985). Introduction to the Mediterranean. In: Margalef, R. (Ed.). *Key Environments: Western Mediterranean*.
- Massutí, E., Monserrat, S., Oliver, P., Moranta, J., López-Jurado, J. L., Marcos, M., ... & Pereda, P. (2008). The influence of oceanographic scenarios on the population dynamics of demersal resources in the western Mediterranean: hypothesis for hake and red shrimp off Balearic Islands. *Journal of Marine Systems*, 71(3), 421-438.
- Miller, M. W., & Gerstner, C. L. (2002). Reefs of an uninhabited Caribbean island: fishes, benthic habitat, and opportunities to discern reef fishery impact. *Biological Conservation*, 106(1), 37-44.
- Muntadas, A., Demestre, M., de Juan, S., & Frid, C. L. (2014). Trawling disturbance on benthic ecosystems and consequences on commercial species: a northwestern Mediterranean case study. *Scientia Marina*, 78(S1), 53-65.
- Olguner, M. T., & Deval, M. C. (2012). Catch and selectivity of 40 and 44 mm trammel nets in small-scale fisheries in the Antalya Bay, Eastern Mediterranean. *Antalya Körfezinde (Doğu Akdeniz) küçük ölçekli balıkçılıkta kullanılan 40 ve 44 mm fanyalı uzatma ağlarının av ve seçiciliği*.
- Por, F. D. (1978). *Lessepsian migration: the influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal* (Vol. 23). Springer.
- Queirós, A. M., Hiddink, J. G., Kaiser, M. J., & Hinz, H. (2006). Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335(1), 91-103.

- Randall, J.E. (1995). Coastal fishes of Oman. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii. 439 .
- Relini, G. (1998). Valutazione delle risorse demersali. *Biologia Marina Mediterranea*, 5(3), 3-19.
- Ruitton, S., Francour, P., & Boudouresque, C. F. (2000). Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(2), 217-230.
- Sandin, S. A., Smith, J. E., DeMartini, E. E., Dinsdale, E. A., Donner, S. D., Friedlander, A. M., ... & Sala, E. (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the northern Line Islands. *PLoS One*, 3(2), e1548.
- Sangil, C., Martín-García, L., Hernández, J. C., Concepción, L., Fernández, R., & Clemente, S. (2013). Impacts of fishing and environmental factors driving changes on littoral fish assemblages in a subtropical oceanic island. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 128, 22-32.
- Santojanni A. (2001). La dinamica di popolazione: problematiche e metodiche di studio. In: La gestione della pesca marittima in Italia – Fondamenti tecnico-biologici e normativa vigente, 33-40. Monografie scientifiche, Serie Scienze e tecnologie.
- Smale, M. J., Roel, B. A., Badenhorst, A., & Field, J. G. (1993). Analysis of the demersal community of fish and cephalopods on the Agulhas Bank, South Africa. *Journal of Fish Biology*, 43(sA), 169-191.
- Smith, C. J., Papadopoulou, K. N., & Diliberto, S. (2000). Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(5), 1340-1351.
- Sokal, R. R. & Rohlf, L. (1987). Introduction to biostatistics. (2nd ed.), 1-363. W.H. Freeman, New York, NY.
- Southward, A. J., Boalch, G. T., & Maddock, L. (1988). Fluctuations in the herring and pilchard fisheries of Devon and Cornwall linked to change in climate since the 16th century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 68(03), 423-445.
- Stuart-Smith, R. D., Barrett, N. S., Crawford, C. M., Frusher, S. D., Stevenson, D. G., & Edgar, G. J. (2008). Spatial patterns in impacts of fishing on temperate

rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365(2), 116-125.

- Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Dayton, P. K., Cryer, M., Turner, S. J., ... & Wilkinson, M. R. (1998). Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological applications*, 8(3), 866-879.
- Tserpes, G., Fiorentino, F., Levi, D., Cau, A., Murenu, M., Zamboni, A., & Papaconstantinou, C. (2002). Distribution of *Mullus barbatus* and *M. surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Scientia Marina*, 66(S2), 39-54.
- Valdemarsen, J. W. (2001). Technological trends in capture fisheries. *Ocean & coastal management*, 44(9), 635-651.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... & Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science*, 314(5800), 787-790.
- Yemiskan, E., Dalyan, C., & Eryilmaz, L. (2014). Catch and discard fish species of trawl fisheries in the Iskenderun Bay (Northeastern Mediterranean) with emphasis on lessepsian and chondrichthyan species. *Mediterranean Marine Science*, 15(2), 380-389.

8. SITOGRAFIA

- CIESM - Atlas of Exotic Species in the Mediterranean
<http://www.ciesm.org/online/atlas/>
- WoRMS -World Register of Marine Species
<http://www.marinespecies.org/>

9. APPENDICE

BOTHPOD	<i>Bothus podas</i>
EQUUKLU	<i>Equulites kluzingeri</i>
UPENPOR	<i>Upeneus pori</i>
MULLBAR	<i>Mullus barbatus</i>
PAGEERY	<i>Pagellus erythrinus</i>
LAGOSUE	<i>Lagocephalus suezensis</i>
UPENMOL	<i>Upeneus moluccensis</i>
CALLFIL	<i>Callionymus filamentosus</i>
LITHMOR	<i>Lithognathus mormyrus</i>
SAURUND	<i>Saurida undosquamis</i>
SERAHEP	<i>Serranus hepatus</i>
BOOPBOO	<i>Boops boops</i>
ARNOLAT	<i>Arnoglossus laterna</i>
CITHALI	<i>Citharus linguatula</i>
SERACAB	<i>Serranus cabrilla</i>
DELTQUA	<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>
TRIPLAS	<i>Trigloporus lastoviza</i>
MACOSCO	<i>Macroramphosus scolopax</i>
LEPTCAV	<i>Lepidotrigla cavillone</i>
ARNOTHO	<i>Arnoglossus thori</i>
ARNORUE	<i>Arnoglossus rueppelii</i>
CAPOAPE	<i>Capros aper</i>
DENTMAR	<i>Dentex maroccanus</i>
MERLMER	<i>Merluccius merluccius</i>

Fig. 9.1- Nomi delle specie riportate in Tabella 4.9.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio il prof. Tinti 'il mio relatore per la sua disponibilità.

Ringrazio la segreteria didattica : la prof. Ballanti e la prof. Zavalloni per la loro continua disponibilità e cortesia.

Ringrazio la Turchia per i suoi scorci, I sorrisi della gente, le sue contraddizioni e i suoi silenzi.

Ringrazio la mia "famiglia turca": Hocam Deval, Hocam Mutlu, Cansu e Tunca. Vi ringrazio per tutto l'affetto mostrato. Ringrazio Hocam Deval, per la sua gentilezza, e per essere stato sempre presente in quest'ultimo anno. Lo ringrazio per i suoi insegnamenti che ha riservato per me e che vanno al di là del sapere scientifico. Lo ritengo il mio Hocam nel vero senso della parola. Ringrazio Hocam Mutlu per la sua risata, per la voglia "vera" che ha di insegnare e per la passione per la ricerca che riesce a trasmettere. Ringrazio Cansu e Tunca sempre presenti e disponibili in ogni momento. teşekkür ederim.

Ringrazio la mia compagna di avventure-sventure Turche , Ilaria, una compagna perfetta, sono davvero orgogliosa di aver condiviso con te questa nostra esperienza "the happiness is real only when shared".

Ringrazio Mathi, per esserci fatte "compagnia" e forza nella stesura delle nostre tesi, ti ringrazio per le nostre nottate insonni.

Ringrazio le mie amiche Federica e Monica, nonostante la distanza occupate e occuperete sempre un posto particolare e speciale per me, le distanze non contano.

Ringrazio la mia famiglia leccese-pugliese: Angela, Simona, Federica, Grazia, Davide, Zia Maria avete sempre un posto riservato nel mio cuoricino, con ognuno ho un ricordo e lo porto sempre con me.

Ringrazio il mio "consorte" Ciccio...che dire...mi ritrovo a ringraziarti per la seconda volta...anche questa volta sei stato impeccabile, non mi sono mai sentita sola, anche quando la distanza era troppa. Ti ringrazio per avermi confortata e per avermi fatto vedere le cose da un punto di vista diverso. Ti ringrazio per starmi vicino.

Ringrazio la i miei genitori, vi ringrazio per avermi sostenuta in tutte le mie scelte anche quando erano un po' lontane dagli schemi. Vi ringrazio perché avete sempre cercato di capirmi, mi avete sempre incoraggiata. Se sono arrivata fin qui lo devo solo a voi. Sono troppo orgogliosa di voi.

Ringrazio me stessa e la mia testardaggine