

ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITÁ DI BOLOGNA

FACOLTÁ DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in BIOLOGIA MARINA

*VALUTAZIONE DEGLI STOCK DI ALICI (Engraulis encrasicolus)  
E SARDINE (Sardina pilchardus) CON METODI DI DINAMICA  
DI POPOLAZIONE*

Tesi di laurea in Modelli e gestione delle risorse alieutiche

RELATORE  
Prof. Victor Ugo Ceccherelli

PRESENTATA DA  
Silvia Angelini

CORRELATORE  
Dott. Alberto Santojanni

(III sessione)  
Anno Accademico 2009 - 2010



# INDICE

## 1) INTRODUZIONE

<b>1.1 OBIETTIVO DELLO STUDIO</b> .....	pag. 1
<b>1.2 IL MONDO DELLA PESCA</b> .....	pag. 2
<b>1.3 LA PRODUZIONE DERIVATA DALLE CATTURE</b> .....	pag. 5
<b>1.4 LA SITUAZIONE ITALIANA</b> .....	pag. 7
<b>1.5 L'ADRIATICO</b> .....	pag.10
<b>1.5.1 L'idrologia</b> .....	pag.11
<b>1.5.2 Produzione primaria</b> .....	pag.12
<b>1.5.3 Area di studio</b> .....	pag.13
<b>1.6 SPECIE STUDIATE</b> .....	pag.14
<b>1.6.1 Alice o acciuga</b> .....	pag.14
<b>1.6.2 Sardina</b> .....	pag.17
<b>1.6.3 Reclutamento</b> .....	pag.19
<b>1.7 LA PESCA DEL PESCE AZZURRO</b> .....	pag.20
<b>1.8 IL CONCETTO DI STOCK</b> .....	pag.24

## 2) MATERIALI E METODI

<b>2.1 I DATI DI CATTURA</b> .....	pag.26
<b>2.2 I DATI BIOLOGICI</b> .....	pag.27
<b>2.2.1 I campioni</b> .....	pag.27
<b>2.2.2 I sub campioni</b> .....	pag.27
<b>2.2.3 La determinazione dell'età</b> .....	pag.28
<b>2.2.4 Le distribuzioni delle frequenze di lunghezza</b> .....	pag.31
<b>2.2.5 I dati di lunghezza</b> .....	pag.31
<b>2.2.6 Gli indici di tuning</b> .....	pag.32
<b>2.3 CURVA DI CRESCITA</b> .....	pag.34
<b>2.4 CHIAVI ETA'-LUNGHEZZA</b> .....	pag.35
<b>2.5 MORTALITA' NATURALE</b> .....	pag.37
<b>2.6 LO SFORZO DI PESCA</b> .....	pag.41

<b>2.7 VIRTUAL POPULATION ANALYSIS</b> .....	pag.44
<b>2.8 INTEGRATED CATCH-AT-AGE ANALYSIS</b> .....	pag.47

### **3) RISULTATI**

<b>3.1 CURVA DI CRESCITA</b> .....	pag.52
<b>3.1.1 <i>Engraulis encrasicolus</i></b> .....	pag.52
<b>3.1.2 <i>Sardina pilchardus</i></b> .....	pag.55
<b>3.2 CHIAVI ETA' – LUNGHEZZA</b> .....	pag.58
<b>3.2.1 <i>Engraulis encrasicolus</i></b> .....	pag.58
<b>3.2.2 <i>Sardina pilchardus</i></b> .....	pag.64
<b>3.3 MORTALITA'</b> .....	pag.70
<b>3.3.1 <i>Engraulis encrasicolus</i></b> .....	pag.70
<b>3.3.2 <i>Sardina pilchardus</i></b> .....	pag.74
<b>3.4 VIRTUAL POPULATION ANALYSIS</b> .....	pag.77
<b>3.4.1 <i>Engraulis encrasicolus</i></b> .....	pag.77
<b>3.4.2 <i>Sardina pilchardus</i></b> .....	pag.84
<b>3.5 INTEGRATED CATCH-AT-AGE ANALYSIS</b> .....	pag.91
<b>3.5.1 <i>Engraulis encrasicolus</i></b> .....	pag.91
<b>3.5.2 <i>Sardina pilchardus</i></b> .....	pag.107
<b>3.5.3 Confronto tra Virtual Population Analysis e Integrated Catch-at-Age Analysis</b> .....	pag.121
<b>3.5.3.1 <i>Engraulis encrasicolus</i></b> .....	pag.121
<b>3.5.3.2 <i>Sardina pilchardus</i></b> .....	pag.123

<b>4) DISCUSSIONI E CONCLUSIONI</b> .....	pag. 126
---	----------

<b>5) BIBLIOGRAFIA</b> .....	pag. 132
------------------------------	----------

# 1. INTRODUZIONE

## 1.1 OBIETTIVO DELLO STUDIO

Il presente studio si occupa di indagare lo stato delle popolazioni di alici, *Engraulis encrasicolus*, e sardine, *Sardina pilchardus*, presenti nel Mar Adriatico Centrale e Settentrionale attraverso l'utilizzo di metodi di dinamica di popolazione.

L'attenzione per queste specie è dovuta alla loro importanza commerciale; sono, infatti, specie target della flotta peschereccia italiana, in particolare nell'area adriatica.

I metodi di dinamica di popolazione sono uno degli aspetti più importanti delle scienze della pesca. Attraverso lo "stock assessment" si possono acquisire informazioni sull'abbondanza in mare delle risorse nel tempo e nello spazio, che sono di primaria importanza per l'adozione di misure gestionali. Tali "assessment" forniscono inoltre informazioni sulla mortalità dovuta all'attività di pesca.

La valutazione degli stock, ossia la parte di popolazione sfruttata dalla pesca, si basa sull'utilizzo di metodi che possono essere di tipo diretto o di tipo indiretto. I metodi di dinamica di popolazione appartengono al secondo gruppo, in quanto necessitano di dati di "input", come i quantitativi di cattura, forniti dalla flotta peschereccia in esame, e dati biologici, come la mortalità naturale, stimati dai ricercatori coinvolti nel settore. Il primo gruppo, invece, comprende stime derivate da osservazioni effettuate direttamente in mare. In questo gruppo si annoverano le campagne scientifiche effettuate in mare; esse possono essere basate, ad esempio, sull'utilizzo di tecnologia acustica o su attività di pesca sperimentale. Sia con i metodi indiretti che con quelli diretti è possibile avere una prospettiva demografica, dal momento che le stime di abbondanza possono essere strutturate in funzione della taglia o dell'età degli animali.

Esaminando il comparto ittico internazionale e italiano, si è potuto sottolineare l'importanza dell'attività di pesca per i paesi interessati, ponendo particolare attenzione, in questo studio, sulla pesca di alici e sardine dell'Alto e Medio Adriatico. Si è potuto, così, evidenziare e testare l'importanza della gestione degli stock ittici, degna di nota sia per i diretti interessati all'attività di pesca e all'industria di trasformazione, che per la salvaguardia dell'ambiente marino.

I metodi basati sulla dinamica di popolazione esaminati e confrontati in questa tesi sono stati due: *Virtual Population Analysis* (VPA) e *Integrated Catch-at-Age Analysis* (ICA). Prima, però, è stato necessario esaminare le modalità con cui ottenere i dati di "input",

quali: i tassi di crescita delle specie, la mortalità naturale, lo sforzo di pesca, i dati di cattura. Infine, è stato possibile ricostruire nel tempo la storia dello stock in questione e il suo stato attuale, ottenendo indicazioni per lo sfruttamento futuro dello stock in un'ottica di conservazione dello stesso.

## **1.2 IL MONDO DELLA PESCA**

La pesca è una delle maggiori attività economiche su scala mondiale. Essa ha avuto un grosso sviluppo nel secolo scorso; 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 di t (Santojanni, 2001).

Mediamente, a partire dal 1930, le quantità sono raddoppiate ogni dieci anni; così da dieci milioni di t nel 1930, si è passati a 20 milioni di t nel 1940. Durante la seconda guerra mondiale l'attività di pesca è stata praticamente interrotta, per poi riprendere nel 1950 con 20 milioni di t e continuare a crescere raggiungendo i 70 milioni di t nel 1970. Dopo il 1970 si verificò un rallentamento della crescita delle catture (Santojanni, 2001).

Prima della seconda guerra mondiale le catture erano costituite per lo più da specie pregiate (demersali), dopo il 1945, la pesca si è specializzata su specie diverse, in particolare le specie pelagiche (es. alici, sardine, sgombri) che sono di minor valore commerciale, ma che sono presenti in maniera massiccia negli oceani con considerevoli biomasse. Queste specie pelagiche vengono utilizzate soprattutto nell'industria alimentare per la produzione di farina di pesce, impiegata nell'alimentazione animale.

Dalla metà del 900, i paesi coinvolti nell'attività di pesca aumentano; se prima del 1940 la quasi totalità della produzione proveniva dai paesi dell'emisfero settentrionale, al termine della seconda guerra mondiale la pesca si estende ai paesi in via di sviluppo (Perù, Indonesia, Senegal, Mauritania, ...).

Anche l'avanzamento tecnologico ha influito sull'aumento delle catture. Battelli sempre più grandi con maggiore potenza motrice sono oramai in grado di effettuare campagne di pesca della durata di alcuni mesi. La possibilità di attrezzare i vascelli con impianti per la refrigerazione e la conservazione ha permesso l'allestimento di vere e proprie navi-fattoria per la trasformazione a bordo del pescato. Le sofisticate dotazioni elettroniche di bordo, quali ecoscandagli e sonar, permettono di individuare i banchi di pesce e le loro diverse tipologie.

Per quanto riguarda gli anni recenti, nel 2006 la produzione globale di pesci, molluschi e crostacei ha raggiunto i 140 milioni di t (dati FAO, 2009). Di questo totale, l'acquacoltura

ricopre il 47%. Inoltre va sottolineato l'importante ruolo della Cina, leader nell'industria ittica con 51,5 milioni di tonnellate di produzione registrata, delle quali 34.4 milioni di t provengono dall'acquacoltura (Fig. 1.2.1 e Fig. 1.2.2).

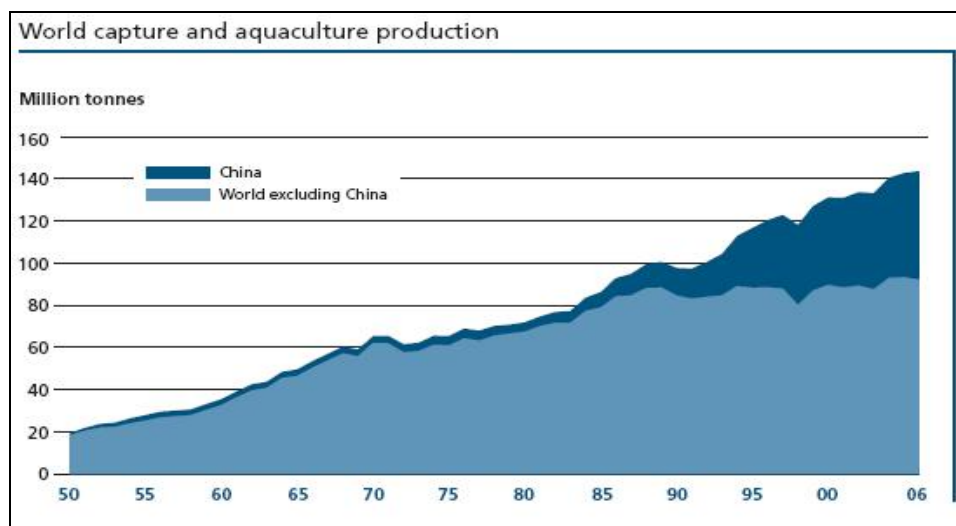


Fig. 1.2.1 - Produzione ittica mondiale (The State of Fisheries and Aquaculture. FAO, 2009)

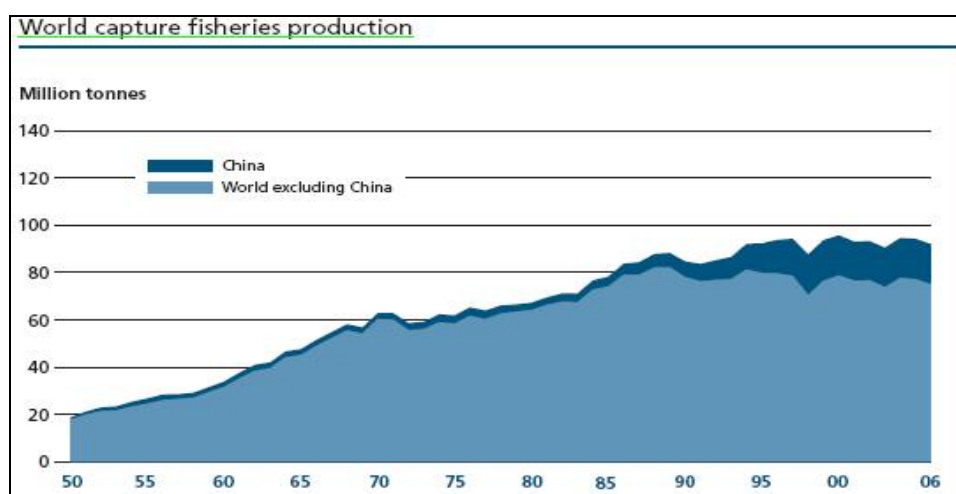


Fig. 1.2.2 - Produzione mondiale proveniente dalle catture (The State of Fisheries and Aquaculture. FAO, 2009)

Escludendo la Cina, i produttori maggiori in questo settore sono Cile, Perù e Stati Uniti d'America. La produzione mondiale è stata relativamente stabile negli ultimi dieci anni, fatta eccezione per le fluttuazioni di mercato dovute alle catture dell'Anchoveta peruviana (*Engraulis ringens*), sensibile alle modificazioni climatiche dovute all'El Nino Southern Oscillation, nel Sud-Est pacifico. Le catture sono in continuo aumento anche nel Pacifico Centro-Occidentale e nell'Oceano Indiano Occidentale, mentre nell'intero Oceano

Atlantico si stanno registrando decrementi. Va ricordato che nel 2006 si sono registrati incrementi delle catture per l'Oceano Indiano Orientale, che aveva subito un drastico calo nel 2005 in seguito allo tsunami del Dicembre 2004.

L'acquacoltura è un settore in continua crescita, la produzione derivante da questa attività continua a crescere con una media annua del 6,9% (dati FAO, 2009). Questa attività diventa così fondamentale. Da essa derivano la maggior parte degli ingredienti ittici destinati ai mangimifici e sta accrescendo la sua importanza anche nell'alimentazione umana, favorita dalla diminuzione delle risorse ittiche in mare e dall'aumento dei loro prezzi.

Per quanto riguarda il destino della produzione ittica mondiale, nel 2006, questa risulta per il 77% rivolta al consumo umano diretto (dati FAO, 2009). Quasi tutto il rimanente 33% è stato destinato alla produzione di prodotti industriali, quali farina di pesce e olio di pesce, che sostengono l'industria mangimistica. Il 77% di prodotto ittico destinato al consumo deve essere poi suddiviso in quello consumato fresco, circa il 48% di questo, e quello invece destinato all'industria di trasformazione alimentare, circa il 45%, per creare prodotti congelati e conservati.

Pesca e acquacoltura giocano un ruolo importante nella vita di milioni di persone creando lavoro e opportunità. Attualmente l'attività di pesca in calo ha fatto registrare diminuzioni anche per il personale impiegato: dal 2001 al 2006 si è avuta una riduzione del 12% del personale impiegato in questa attività (dati FAO, 2009), diminuzione favorita dagli incentivi per la riduzione della pressione di pesca e il mantenimento degli stock. Al contrario, però, il settore dell'acquacoltura ha registrato un notevole incremento, che coinvolge in maniera particolare le regioni asiatiche (Cina, India, Indonesia, Vietnam, ...).

La necessità di una riduzione della pressione di pesca è stata sostenuta in base alle valutazioni sullo stato degli stock. Nonostante ciò, le ricerche rivelano che negli ultimi 15 anni la situazione delle risorse marine non è mutata, ma addirittura lo sforzo di pesca è aumentato. I dati FAO pubblicati nel 2009 registrano che nel 2007, circa il 28% degli stock risultavano sovrasfruttati, l'8% risultavano impoveriti e solo l'1% in recupero. La situazione presentata ha, così, messo in evidenza la necessità di intraprendere una serie politica di gestione controllata per preservare e mantenere la fauna ittica.



### 1.3 LA PRODUZIONE DERIVATA DALLE CATTURE

Secondo i dati FAO, le catture globali rilevate nel 2006 sono state di 92 milioni di tonnellate, 2,2 milioni di tonnellate in meno rispetto al 2005. Questo calo, come già dimostrato negli anni precedenti, è stato guidato dai cambiamenti climatici, in particolare per quanto riguarda l'Anchoveta peruviana. Le altre specie, invece, rimangono piuttosto stabili rispetto alle stime realizzate nel 2002. In ogni caso, ogni specie e zona segue un trend particolare (Fig. 1.3.1).

La specie più catturata (Fig. 1.3.2) a livello globale è l'Anchoveta peruviana (*Engraulis ringens*) con 7,0 milioni di tonnellate nel 2006. Seguono il pollock dell'Alaska (*Theragra chalcogramma*), il tonnetto striato (*Katsuwonus pelamis*), l'aringa atlantica (*Clupea harengus*), il melù o potassolo (*Micromesistius poutassou*), il lanzardo (*Scomber japonicus*). Nel 2007, le catture di pesci demersali e costieri scendono del 6% rispetto all'anno precedente, mentre i piccoli pelagici crescono del 2,5%, e tonno e specie simili diminuiscono dell'1,7% dopo un incremento che tende ai picchi storici nel 2006. Le catture globali di crostacei e molluschi rimangono abbastanza stabili, mentre le catture totali dei cefalopodi hanno continuato a crescere raggiungendo un aumento del 35% durante gli ultimi 5 anni.

Parte delle risorse catturate è destinata all'esportazione; circa l'80% di questa viene assorbita dai paesi sviluppati, soprattutto Stati Uniti d'America e Giappone. La Cina è il maggior paese esportatore, seguito da Norvegia, Thailandia e USA. La specie più pregiata in termini di valore commerciale è lo scampo, che raggiunge il 15,4% del totale delle specie esportate. Seguono i salmoni (12,1%), pesci demersali (11%, quali *Merluccius merluccius*, *Melanogrammus aeglefinus*) e tonni (8,7%). Tra le esportazioni vanno ricordati i prodotti ittici trasformati; nel 2007, la farina di pesce ha raggiunto il 3,5% del valore delle esportazioni, mentre l'olio ne costituisce l'1,1%.

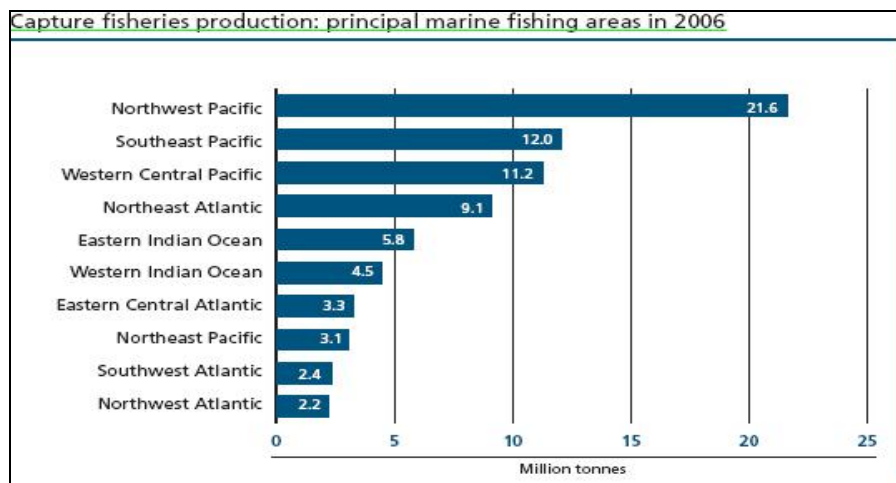


Fig. 1.3.1 - Produzione delle catture nelle principali aree di pesca nel 2006 (The State of Fisheries and Aquaculture. FAO, 2009)

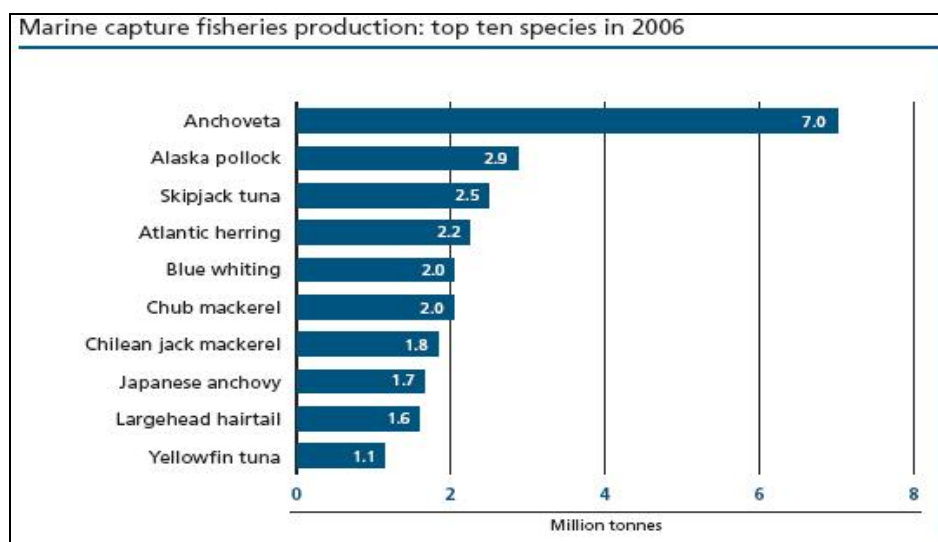


Fig. 1.3.2 - Produzione delle prime 10 specie facenti parti delle catture per l'anno 2006 (The State of Fisheries and Aquaculture. FAO, 2009)

#### 1.4 LA SITUAZIONE ITALIANA

Nonostante gli oltre 800 punti di sbarco distribuiti lungo un litorale di 7.400 km, la pesca italiana ha un peso esiguo nella formazione del prodotto interno lordo (circa lo 0,1%) essendo praticata ancora in maniera per lo più artigianale e con piccole imbarcazioni (IREPA, 2009).

Rimane, comunque, un settore importante che nel 2007 ha occupato 61 mila unità lavorative (IREPA, 2009).

Secondo la nota del Parlamento Europeo - La pesca in Italia 2008 (Iborra Martin, 2008), nel 2005 la produzione ittica nazionale è arrivata a 516.465 tonnellate, di cui il 55% attribuibile alla pesca marittima (il 52% nel Mediterraneo) e il 45% all'acquacoltura.

L'attività di pesca si concentra soprattutto in Sicilia e Puglia; degna di nota, però, è anche la flotta dell'Adriatico settentrionale. Le catture del Mare Adriatico e del Canale di Sicilia rappresentano, infatti, la maggior parte del pescato. Le attività di pesca nelle acque oceaniche non rivestono una parte così rilevante; si concentrano, comunque, al largo delle coste dell'Africa occidentale, nelle acque di Capo Verde e nell'Oceano Indiano. Nell'Oceano Indiano si pesca il tonno, mentre nelle altre due zone le attività di pesca riguardano cefalopodi e altre specie ittiche.

Le principali specie pescate sono acciuga (*Engraulis encrasicolus*), merluzzo (*Merluccius merluccius*), vongola gallina (*Venus gallina*) e sardina (*Sardina pilchardus*), che rappresentano rispettivamente il 26%, il 6%, il 6% e il 5% del totale del pescato. Pertanto, il volume maggiore di pescato riguarda piccoli pesci pelagici, come l'acciuga e la sardina. Le principali specie demersali sono la triglia (*Mullus barbatus*) e il merluzzo. I cefalopodi, principalmente seppia (*Sepia officinalis*), polpo (*Octopus vulgaris*) e moscardino bianco (*Eledone cirrhosa*), rappresentano una parte importante dei carichi sbarcati. I gamberetti rosa mediterranei (*Parapenaeus longirostris*) e le cicale di mare (*Squilla mantis*) costituiscono la maggior parte del pescato di crostacei. Fra i grandi pesci pelagici, le principali specie sbarcate sono il tonno rosso (*Thunnus thynnus*), l'alalunga (*Thunnus alalunga*) e il pesce spada (*Xiphias gladius*).

Il Mediterraneo presenta un'elevata biodiversità, ciò è riscontrabile anche nelle catture (Fig. 1.4.2), sebbene a partire dalla metà degli anni '90 tale biodiversità abbia subito una riduzione significativa riscontrabile anche in una minore diversificazione delle catture.

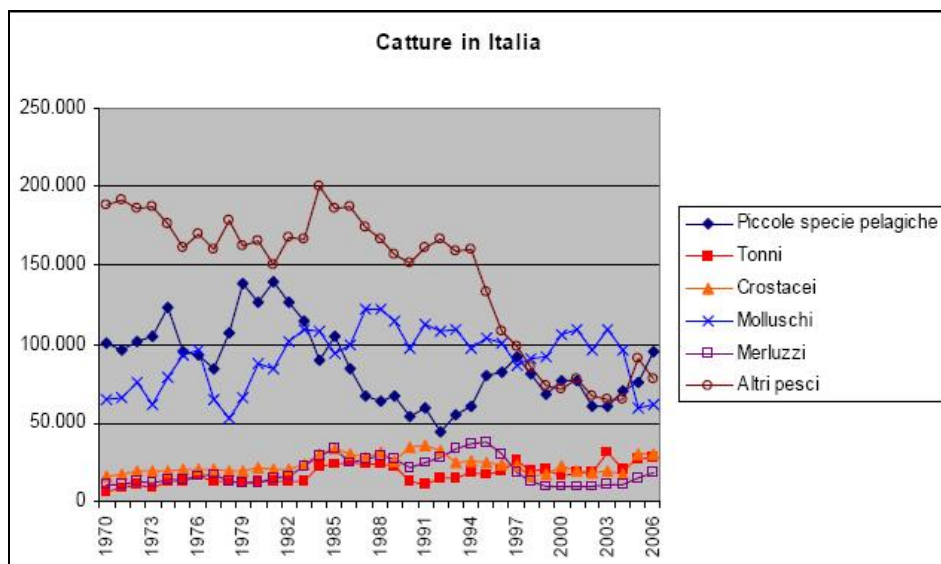


Fig. 1.4.2 - Catture in Italia - elaborazione dati provenienti da EUROSTAT

L'andamento della pesca delle piccole specie pelagiche (“acciughe, sardine e sugarelli”) è caratterizzato in primo luogo da una crisi accentuata e progressiva del pescato di sardine, iniziata nella prima metà degli anni '80. A partire dal 1987 si è assistito al crollo del pescato di acciughe e la sua successiva ripresa. Sebbene dal 1998 vi sia stato un aumento delle catture di molluschi bivalvi, grazie a un sistema di autogestione delle attività di pesca, altri fattori, prevalentemente di ordine climatico, hanno condotto a una diminuzione delle catture.

Il 60% del totale della produzione italiana e il 63% del suo valore viene sbarcato in cinque regioni: Sicilia, Puglia, Marche, Veneto ed Emilia Romagna (IREPA, 2009). Sicilia e Puglia da sole rappresentano il 40% del pescato complessivo. Le regioni del litorale adriatico rappresentano il 37% (costa adriatica pugliese compresa) del volume del pescato e il 30% del suo valore. In generale, nel Sud e sul litorale adriatico le catture sbarcate e il loro valore economico sono maggiori rispetto alla costa tirrenica. Tuttavia, ai maggiori livelli di produttività solitamente corrispondono prezzi più bassi.

La flotta peschereccia italiana è costituita per lo più da imbarcazioni dedite alla piccola pesca. Quest'ultima, senza dubbio importante in Italia dal punto di vista economico-sociale per molte comunità di pescatori, ha contribuito alla produzione nazionale per circa il 16% delle catture totali, mentre le imbarcazioni dedite allo strascico, il 20% della flotta, con un Tsl (Tonnellate di stazza lorda) che è però il 57% del totale, ha contribuito al pescato complessivo dell'anno 2007 con oltre il 30% del prodotto (IREPA, 2009). In ogni modo, sia la piccola pesca sia lo strascico sono sistemi di pesca diffusi lungo tutta la penisola, con

Sicilia e Calabria ai primi posti per quantità catturate da imbarcazioni che attuano la piccola pesca, mentre per lo strascico emergono Sicilia, Marche e Puglia.

Gli altri sistemi di pesca, invece, si differenziano regionalmente. La volante (Fig. 1.7.3) è presente quasi esclusivamente nell'Adriatico, soprattutto Emilia Romagna e Veneto; la pesca a circuizione è, viceversa, praticata particolarmente nel Tirreno (nel 2007 gli sbarchi più consistenti sono avvenuti in Sicilia e in Campania); mentre, nelle Marche, si registra una forte concentrazione di pescato con draghe idrauliche dedite alla pesca dei bivalvi (vongola gallina).

I dati ricavati dall'IREPA (2009) attestano, nel 2007, che la flotta peschereccia nazionale operante nel Mediterraneo ammonta a 13.583 battelli, per una stazza lorda complessiva di poco superiore a 155.600 tonnellate. I giorni medi di pesca per ogni battello sono stati, nell'anno in esame, poco più di 131. Il confronto con l'anno precedente evidenzia una variazione negativa per tutti i principali indicatori della capacità e dell'attività di pesca della flotta italiana. Tuttavia, la produttività giornaliera per battello ha mostrato una crescita, mentre sono diminuiti i ricavi medi. La minore disponibilità di risorse ha condotto a una riduzione delle attività di gran lunga superiore alla riduzione delle capacità della flotta. Questa situazione, unitamente all'incremento dei costi, sta causando un mutamento della prospettiva imprenditoriale, privilegiando i risultati economici a lungo termine rispetto alla pesca giorno per giorno.

La diminuzione della flotta è stata favorita, anche, dagli incentivi per il disarmo e proseguirà nei prossimi anni, per effetto dei ritiri previsti nell'ambito del Programma Operativo del FEP, Fondo Europeo per la Pesca, 2007-2013 (IREPA, 2009).

La diminuzione della risorsa è suggerita anche dalla modifica degli scarti nel corso degli anni '90. Nel decennio precedente, gli scarti erano consistenti, ora, invece, soprattutto nelle marinerie del nord Adriatico, questi sono diminuiti.

Dall'analisi del pescato emerge che il risultato negativo della pesca italiana nel Mediterraneo è dipeso, soprattutto, da minori catture di pesce (-13%), il gruppo maggioritario del prodotto nazionale. Anche la pesca dei crostacei è stata decurtata (-14%), mentre si è incrementata la pesca dei molluschi del 21% rispetto al 2006. Quest'ultimo dato positivo non ha portato, però, ad un'inversione di segno del tasso medio annuo di variazione complessiva del pescato. In particolare, viene registrata una diminuzione del 20% sulle catture delle alici, la specie più importante per la flotta nazionale; seguono i naselli e i pesci spada, rispettivamente con -21,1% e -14,5%. Va ricordato, che la flessione osservata nelle alici rientra generalmente nella fluttuazione fisiologica di questa specie nel

corso degli anni, sono state registrate sensibili diminuzioni degli sbarchi nelle principali regioni produttrici: Puglia, Emilia Romagna, Abruzzo, Marche e Sicilia. Costituisce un'eccezione il Veneto, dove si è avuto un aumento di oltre il 15% delle quantità pescate.

### 1.5 L'ADRIATICO

Il Mar Adriatico è un bacino che si estende per 800 Km in direzione Nord-Ovest Sud-Est, da Trieste fino ad Otranto. E' un mare poco profondo che occupa una superficie di 138.000 Km<sup>2</sup> pari a 1/20 del Mediterraneo e il volume d'acqua è di 35.000 Km<sup>3</sup>, pari a 1/25 del volume totale del Mediterraneo (Curzi & Giordani, 1989).

L'Adriatico mostra chiare differenze morfologiche e idrologiche sia lungo l'asse longitudinale che trasversale. Si può suddividere in tre sottobacini: il bacino settentrionale, il bacino centrale e il bacino meridionale.

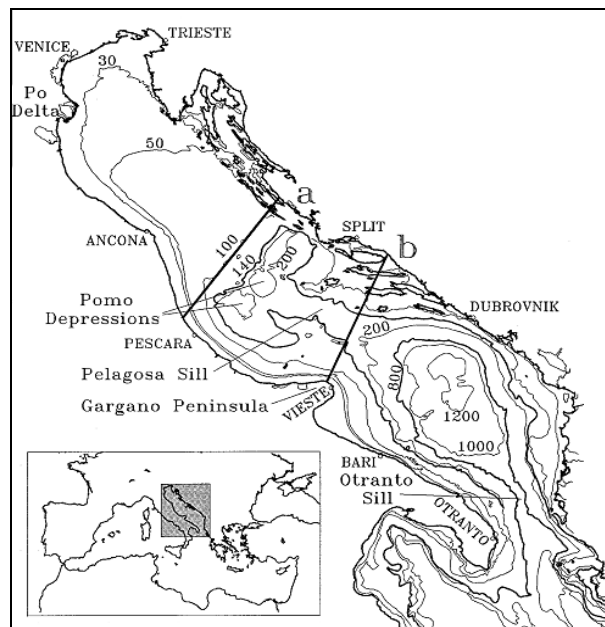


Fig. 1.5.1 - Il Mar Adriatico

Il sottobacino settentrionale comprende la parte nord fino ad arrivare alla batimetrica dei 100 metri. E' caratterizzato da un fondale molto regolare con una profondità media particolarmente bassa (circa 30 metri). La costa è caratterizzata dalla presenza di numerosi sbocchi fluviali, tra cui il Po, che rappresentano circa il 20% degli afflussi di acque dolci in tutto il Mediterraneo (Hopkins, 1992).

L'Adriatico centrale è una zona di transizione tra l'area settentrionale e quella meridionale. Si estende dalla batimetrica dei 100 metri fino alla zona circostante l'isola di Pelagosa. E'

caratterizzato dalla presenza della depressione Meso-Adriatica costituita dalle fosse di Pomo, che raggiungono una profondità di circa 270 metri.

L'Adriatico meridionale si estende a sud dell'allineamento Gargano-Lagosta fino ad Otranto. Questo bacino è caratterizzato dalla piana abissale che scende fino ad una profondità di oltre 1200 metri con la fossa Sud Adriatica in cui si ha la massima profondità dell'intero Adriatico.

### **1.5.1 Idrologia**

Il regime delle correnti in Adriatico risulta dalla combinazione di diversi fattori: la circolazione termoalina, derivante dalla distribuzione di densità provocata dalla presenza nel bacino di masse d'acqua con caratteristiche termiche e di salinità diverse, la circolazione di marea e la circolazione indotta dallo stress del vento sulla superficie del mare.

La circolazione termoalina è controllata da tre fenomeni principali: gli scambi termici con l'atmosfera, che presentano notevoli differenze nei vari sottobacini; gli apporti di acque dolci di origine meteorica e fluviale; gli scambi con il resto del Mediterraneo attraverso il canale di Otranto. Nel periodo estivo l'aumento di temperatura dello strato superiore porta alla formazione di un termoclino che divide uno strato superficiale più caldo a densità più bassa (che tende a diminuire ulteriormente a causa dell'effetto di diminuzione della salinità dovuto alle acque di apporto fluviale) da uno strato più profondo con acque più fredde e dense. Nell'Adriatico settentrionale, la formazione stagionale del termoclino si stabilisce nei primi 30 metri di profondità, anche se si osservano, a causa degli importanti apporti fluviali, fenomeni di stratificazione anche a profondità notevolmente inferiori.

Con il sopraggiungere della stagione fredda, la temperatura dello strato superficiale cala fino a raggiungere lo stesso valore dello strato profondo; questo processo porta, quindi, alla formazione di grandi masse d'acqua fredda, dense e ricche di ossigeno che s'immergono verso il fondo. Le acque profonde dell'Adriatico sono la fonte più importante di acque profonde per l'intero Mediterraneo orientale.

La presenza di masse d'acqua a ridotta salinità nel bacino settentrionale, unitamente al moto di rotazione della terra e dei venti determinano un afflusso, attraverso il canale di Otranto, di acqua più salata e calda di origine levantina negli strati superficiali e, soprattutto, intermedi che risale il bacino lungo la costa orientale e dà origine ad un sistema ciclonico che convoglia le acque di origine fluviale in direzione sud-est, lungo la fascia

costiera adriatica italiana. Tali apporti sono compensati da un deflusso nello strato di fondo di acqua fredda e densa di origine adriatica.

In sintesi, la circolazione superficiale in Adriatico è caratterizzata dalla presenza di due rami: uno che fluisce da sud verso nord lungo la costa orientale, e uno che va da nord a sud lungo la costa italiana occidentale, la cosiddetta Corrente Costiera Occidentale.

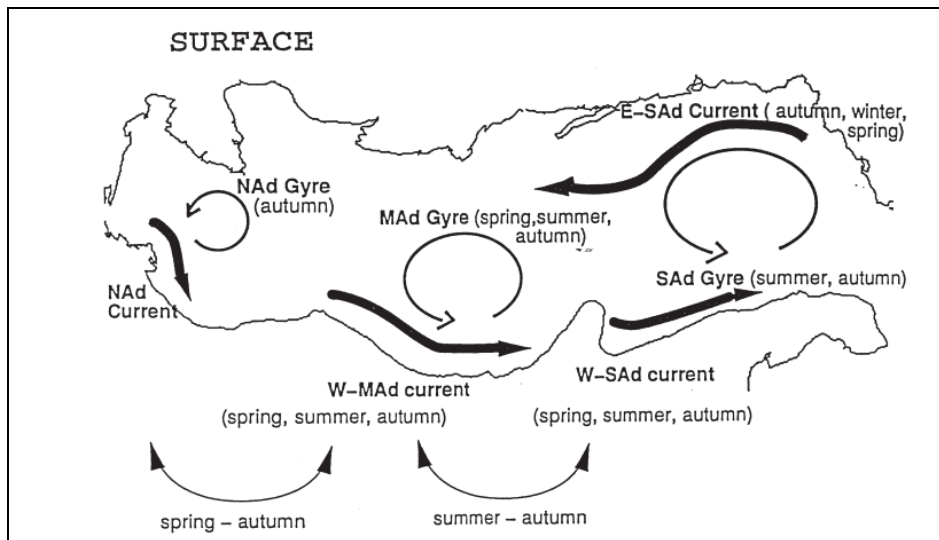


Fig. 1.5.1 - Circolazione superficiale in Adriatico (Artegiani *et al.*, 1997)

In primavera si stabiliscono i tre spezzoni della corrente costiera occidentale (NAAd, MAd, SAd gyre) che corrispondono ai tre sottobacini. Il SAd gyre è presente soprattutto in Primavera ed Estate ed è particolarmente importante perché porta all'interno del bacino acque provenienti dallo Ionio. Il MAd gyre è presente principalmente durante l'estate e l'autunno mentre in NAAd gyre giunge a pieno sviluppo durante l'autunno per poi esaurirsi nel corso dell'inverno (Russo e Artegiani, 1996).

### 1.5.2 Produzione primaria

La produzione primaria lungo le coste italiane dell'Adriatico è circa cinque volte maggiore rispetto a quella delle altre coste italiane più povere di nutrienti. Durante la primavera ed in autunno l'apporto di nutrienti ha un ruolo fondamentale per quel che riguarda le condizioni trofiche, mentre ha effetti ridotti in estate (Giordani *et al.*, 1992)

L'elevata concentrazione di nutrienti nel Nord Adriatico è dovuta principalmente all'apporto del Po che attraversa un'area tra le più produttive ed industrializzate d'Italia. Inoltre il notevole apporto dei fiumi nella parte settentrionale dell'Adriatico determina marcati gradienti dei parametri fisici, chimici e biologici. In conseguenza di ciò, durante le

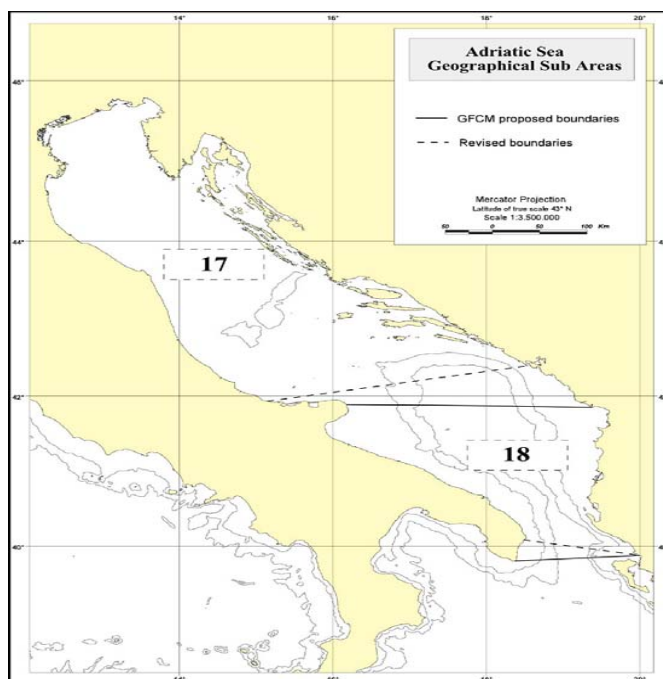


stagioni favorevoli, in queste aree, la concentrazione fitoplanctonica raggiunge le densità più elevate.

Alti valori di produzione primaria e di acque dolci nelle zone altamente eutrofiche, vicine alla costa, in contrapposizione di valori minimi nelle zone eutrofiche ed oligotrofiche più distanti, dimostrano una buona correlazione tra la distribuzione delle acque a bassa salinità e la produzione primaria (Hopkins, 1999).

### 1.5.3 Area di studio

I risultati del presente lavoro riguardano l'Alto e il Medio Adriatico, zona che si estende da Trieste a Vieste. Per meglio definire e gestire le aree di pesca, i ricercatori si sono accordati per suddividere i mari in unità geografiche. In particolare, in questa lavoro è stata utilizzata la suddivisione proposta dal GFCM, che divide le zone in Geographical Sub-Areas, GSA. Il Mar Adriatico si compone di due unità, quella oggetto di questo lavoro è la GSA 17, che abbraccia il nord e il centro Adriatico; i suoi confini più a sud è si allungano tra la bocca dello Saccione (il limite più a nord del distretto italiano di Manfredonia) e i confini di Croazia-Montenegro (Capo Ostro sulla Penisola Prevlaka). Mentre la GSA 18 confina a nord con la precedente e a sud è delimitata da una linea retta tra porto Badisco (limite meridionale del distretto marittimo di Brindisi) e il confine tra l'Albania e la Grecia.



**Fig. 1.5.3.1** - Mappa rappresentante i confini delle Geographical Sub-Areas del Mar Adriatico, come originariamente indicato dalla GFCM (linea continua) e dalla recente revisione (linea tratteggiata)

## 1.6 SPECIE STUDIATE

Le specie oggetto di questo studio sono l'alice (*Engraulis encrasicolus*) e la sardina (*Sardina pilchardus*). Entrambe sono pesci ossei appartenenti alla classe degli Actinopterygii, ordine Clupeiformes.

L'ordine dei Clupeiformi comprende pesci marini pelagici, caratterizzati dalle pinne ventrali (o pelviche) in posizione addominale, una pinna dorsale, raggi delle pinne molli, grosse squame cicloidi e linea laterale poco visibile; sono pesci fisostomi, ossia con la vescica natatoria connessa al tratto gastro-esofageo. Sono animali gregari, principalmente distribuiti in acque costiere e poco profonde e in acque salmastre delle aree tropicali e temperate.

Nel Mediterraneo sono presenti oltre ad alice e sardina, anche sardinella o alaccia (*Sardinella aurita*), spratto (*Sprattus sprattus*); cheppia (*Alosa fallax*) e la sottospecie agone (*Alosa fallax lacustris*), che vive in permanenza nei laghi.

Alice e sardina sono specie pelagiche, che rappresentano due delle specie di interesse commerciale più importanti per la pesca nel mare Adriatico.

I piccoli pelagici rivestono un ruolo molto importante nell'ecosistema, in quanto catturano energia dai livelli più bassi della catena trofica per renderla disponibile ai predatori dei livelli più alti della catena trofica (Coll *et al.*, 2007).

Le popolazioni di piccoli pelagici sono soggette a considerevoli fluttuazioni nel tempo e nello spazio, causate soprattutto da variazioni ambientali (Azzali *et al.*, 2002; Santojanni *et al.*, 2003, 2005 e 2006; Leonori, 2007), dal loro ciclo vitale piuttosto breve (2 – 3 anni) e dalla pressione di pesca.

### 1.6.1 Alice o acciuga

L'alice fa parte della famiglia Engraulidae, di cui in Mediterraneo è l'unica rappresentante. L'acciuga è una specie comune nel Mediterraneo, presente anche in Mar Nero. E' distribuita lungo le coste dell'Atlantico orientale, dalla Norvegia al Sud Africa. Vive principalmente in acque marine e salmastre, può portarsi in lagune, estuari e laghi durante il periodo riproduttivo.

Ha il corpo sottile slanciato, ovale in sezione trasversale. Il muso è appuntito e oltrepassa la mascella inferiore. Le pseudobranchie arrivano sul lato interno dell'opercolo e la piccola pinna anale è costituita da 13 – 15 raggi. La livrea è di colore blu – verde, ma può volgere rapidamente al grigio chiaro. Presenta una striscia argentata lungo i fianchi, bordata di scuro, che scompare con l'età (Fischer *et al.*, 1987).

E' una specie strettamente pelagica, che raggiunge una taglia massima di circa 20 cm ma è comune fino a 15 cm.

Sopporta bene variazioni di temperatura e salinità, infatti è possibile ritrovarla anche all'interno di lagune, stagni salmastri ed estuari.

L'acciuga è un pesce gregario e vive in grossi banchi che compiono importanti migrazioni avvicinandosi alla costa in primavera-estate, mentre trascorrono il restante periodo scendendo a maggiori profondità (in Mediterraneo 100 – 180 m, nel Mar Nero 60 – 70 m) (Fischer *et al.*, 1987).

Ha abitudini trofiche diurne e si nutre principalmente di zooplancton (essenzialmente copepodi e larve di molluschi), uova di pesce e larve, filtrando l'acqua mediante una struttura anatomica posta sugli archi branchiali.



**Fig. 1.6.1.1 - *Engraulis encrasicolus***

#### *Caratteristiche riproduttive*

La riproduzione in Mediterraneo avviene tra aprile e novembre in prossimità della costa con un picco in giugno-luglio (Casavola, 1997; Gramitto, 2001). I sessi sono separati e la maturità viene raggiunta al termine del primo anno di vita alla taglia di circa 9 cm (Bini, 1970).

Ogni femmina di alice produce fino a 40.000 uova di forma ellittica e di circa 1 mm di diametro che una volta emesse all'esterno vengono fecondate rimanendo in ambiente pelagico fino a 50 metri di profondità. Dopo 2-3 giorni le uova si schiudono liberando larve di 2 mm che cominciano con la vita pelagica gregaria (Fischer *et al.*, 1987).

Gli individui giovanili e immaturi presentano una banda argentea lungo i fianchi e costituiscono insieme ai giovani di sardina il cosiddetto "bianchetto".

In Adriatico l'area di deposizione ("spawning") di questa specie è molto ampia, in quanto l'alice depone a profondità inferiore ai 200 metri. L'area di "spawning" più importante si trova, però, nelle acque eutrofiche superficiali del Nord Adriatico occidentale e lungo le coste del Gargano. L'acciuga depone in Adriatico tra Aprile ed Ottobre con temperature

che variano tra gli 11,6 e i 27,6 °C e salinità tra i 9,6 e i 39,6 psu (Regner, 1996; Morello & Arneri, 2009).

Le più alte densità di uova e di larve sono state ritrovate in prossimità di aree con forti influssi di acque continentali sia in Adriatico (Coombs *et al.*, 1997) che in altre aree come il Mediterraneo Nord-occidentale, il golfo di Biscaglia e il golfo di Tunisi (Motos *et al.*, 1996; Zarrad *et al.*, 2006; Garcia & Palomera, 1996).

### *Accrescimento*

Le alici raggiungono una lunghezza massima di 20 cm, che corrisponde a circa sei anni di vita (Padoan, 1963; Sinovčić, 1978, 2000b; Mužinić, 1972). Generalmente, sono gli individui maschili a crescere più velocemente. Inoltre la densità influenza negativamente la crescita: osservando i dati relativi alla lunghezza corporea e all'età degli animali, gli studiosi hanno osservato una crescita più lenta negli anni dove la biomassa era maggiore. Infatti nel 2005, anno in cui si osserva un recupero dello stock di alici, i tassi di crescita si abbassano (Santojanni *et al.*, 2003). La crescita larvale e l'età possono essere determinate dall'osservazione dell'incremento giornaliero negli otoliti (Ré, 1983; Alemany & Alvarez, 1994). Regner (1985) riporta che la crescita larvale si differenzia in un primo stadio di crescita veloce, seguito da uno stadio di crescita più lenta che porta al riassorbimento totale del sacco vitellino. La crescita larvale e post-larvale sono pesantemente influenzate dalla temperatura, il fattore più importante, ma anche dalla disponibilità di cibo, ossigeno e salinità (Regner, 1985; Dulčić, 1997). La disponibilità di cibo è maggiore vicino alla costa, in quanto è maggiore l'approvvigionamento fluviale, ciò è ben verificabile nel Nord Adriatico dove si concentra l'apporto del fiume Po. McFadzen e Franceschini (1997) osservano, infatti, che la velocità di deposizione del primo anello dell'otolite diminuisce allontanandosi dalla costa.

Gli stadi larvali sono soggetti a una mortalità più alta nel periodo tra la schiusa delle uova e l'alimentazione indipendente dal sacco vitellino (Regner, 1985). Inoltre, Dulčić (1995), osserva un'ulteriore incidenza di mortalità larvale nelle stagioni estive interessate dai bloom algali, tipici del Nord Adriatico. E', però, la predazione la maggiore causa di mortalità. Gli stomaci di sardine contengono post larve e uova di alici (Vučetić, 1963); larve sono state frequentemente trovate anche nei contenuti stomacali di meduse della specie *Pelagia noctiluca* (Zavodnik, 1991). La massiva presenza di queste meduse tra gli anni 1978 e 1987 indusse molti ricercatori a supporre che la predazione da parte di questi animali avesse influenzato il collasso della biomassa di alici e delle catture registrate nel

1987 (Avian & Rottini Sadrini, 1988; Piccinetti & Manfrin, 1991; Orlandi *et al.*, 1994; Regner, 1996; Specchi *et al.*, 1998).

Alici giovanili e adulte sono consumate primariamente da merluzzo (*Merluccius merluccius*) (Frogliia, 1973), lanzardo (*Scomber japonicus*), tonnidi (in particolare il tonno rosso, *Thunnus thynnus*; Orsi Relini *et al.*, 1999), altri grandi pesci pelagici, ma anche uccelli marini e delfini (Coll *et al.*, 2007).

### 1.6.2 Sardina

La sardina europea appartiene alla famiglia Clupeidae, che nei mari italiani comprende altre tre specie ittiche pelagiche: spratto (*Sprattus sprattus*), alaccia (*Sardinella aurita*) e alosa o cheppia (*Alosa fallax*).

La sardina è distribuita lungo le coste atlantiche delle regioni europee e in tutto il Mediterraneo, anche se è meno abbondante nel versante orientale.

La sardina presenta un corpo slanciato, affusolato e moderatamente compresso lateralmente, con una sezione che risulta pertanto ovaloide. Il profilo ventrale della sardina presenta una serie di scudetti ossei di piccole dimensioni, che tuttavia non formano una vera carena ventrale. Il muso è acuto e le mascelle, che terminano sotto l'occhio, sono sub eguali con quella inferiore che sopravanza leggermente quella superiore. La livrea è verde oliva, attraversata da una fascia longitudinale bluastro, punteggiata di nero sui fianchi (Fisher *et al.*, 1987).



Fig. 1.6.2.1 - *Sardina pilchardus*

Le sardine possono crescere fino a un massimo di 21 cm, che corrispondono a circa 8 anni di età (Sinovčić, 2000; Morello & Arneri, 2009).

Ha abitudini gregarie e forma banchi di notevoli dimensioni mono e pluri specifici e compie migrazioni di una certa entità, influenzate prevalentemente dalla temperatura (Morello & Arneri, 2009).

Nel periodo invernale è presente a profondità elevate (fino a 180 m) mentre in primavera – estate si sposta sotto costa, mantenendosi a profondità tra i 25-55 m di giorno e tra i 15-25 m di notte.

Si nutre essenzialmente di crostacei planctonici o di organismi più grandi. A differenza degli altri clupeidi che filtrano l'alimento tramite le branchiospine che lo trattengono e lo convogliano nello stomaco, le sardine catturano le prede una per volta (Gramitto, 2001).

Si adatta bene a condizioni sfavorevoli sopportando bene ampi range di salinità e temperatura.

#### *Caratteristiche riproduttive*

La sardina è una specie iteropara, ovvero è in grado di riprodursi più volte nel corso della sua vita ed è definita come un “multiple spawner”, in quanto possiede un ovario asincrono costituito da follicoli in diverso stadio di maturazione (Ganias *et al.*, 2007). Gli oociti prodotti vengono rilasciati in gruppi (“batch”) di uova che maturano in diversi momenti del periodo riproduttivo (Blaxter & Hunter, 1982; Ganias *et al.*, 2003).

E' una specie a sessi separati, raggiunge la maturità sessuale al termine del primo anno di vita, anche se questo evento può variare in relazione alla temperatura e alla disponibilità trofica (Sinovčić, 2001).

L'evento riproduttivo può verificarsi sia in mare aperto, che vicino alla costa, vengono prodotte da ciascun individuo circa 50.000-60.000 uova del diametro di 1,5 mm. Le sardine sono altamente prolifiche, così come molte specie pelagiche. L'elevata fecondità di questa specie deriva da un periodo riproduttivo molto lungo, dall'inizio dell'autunno a gran parte del periodo primaverile, oltre che dalla presenza di condizioni ambientali favorevoli, che mantengono una gametogenesi continua (Sinovčić, 2001).

Nel mare Adriatico la deposizione avviene durante il periodo invernale, generalmente tra ottobre e maggio. In alcuni casi, è stata rilevata la presenza di uova all'inizio di settembre (Vučetić, 1971) e alla fine di giugno (Teskeredžić, 1978). In questo periodo di tempo, sono evidenti uno o due picchi di deposizione (inverno e primavera). Il momento opportuno per la deposizione dipende soprattutto dai parametri ambientali e dalle caratteristiche del luogo. Questo evento sembra essere influenzato dall'interazione di diversi fattori di cui i più importanti sono la temperatura, la salinità e la disponibilità alimentare (Regner *et al.*, 1987). Diverse osservazioni sperimentali hanno dimostrato che le sardine possono riprodursi tra i 30 e i 159 m di profondità (Škrivanic & Zavodnik, 1973) e prediligono temperature comprese tra i 9 e i 20°C, con un “range” di salinità che va da 35,2 a 38,8 psu.

### *Accrescimento*

Anche per le sardine, l'accrescimento viene esaminato attraverso la lettura degli otoliti; per quanto riguarda l'accrescimento larvale si esamina la deposizione dei cerchi giornalieri (Ré, 1983; Alemany e Alvarez, 1994). Come per altre specie, i fattori climatici sono importanti per la crescita, in particolare, temperatura, salinità, disponibilità di cibo e ossigeno.

Per quanto riguarda la mortalità, la predazione gioca un ruolo fondamentale sulla mortalità di larve e post-larve. E' stato osservato che il principale predatore di post larve è il lanzardo (*Scomber japonicus*), mentre larve e post-larve sono predate da diversi copepodi (Karlovac, 1967). Le sardine adulte sono predate da: merluzzo (*Merluccius merluccius*), lanzardo (*Scomber japonicus*), tonnididi (per esempio il *Thunnus thynnus*), altri grandi specie marine pelagiche, ma anche uccelli marini e delfini (Coll *et al.*, 2007).

### **1.6.3 Reclutamento**

Il reclutamento nei piccoli pelagici è controllato dai livelli di biomassa degli adulti, da fattori ambientali e dalla disponibilità di cibo (Garcia & Palomera, 1996, Santojanni, 2006).

I processi di arricchimento dei nutrienti (come il rimescolamento della colonna d'acqua e gli afflussi di acque continentali) associati ai processi che favoriscono l'accumulo di cibo e la ritenzione degli stadi larvali all'interno dei propri habitat (sistemi frontali e correnti), influenzano il reclutamento stimolando la produzione primaria planctonica e quindi aumentando la disponibilità di prede per larve e giovanili (Borja *et al.*, 1998; Allain *et al.*, 2001; Garcia & Palomera, 1996).

E' stata osservata nelle alici una correlazione positiva tra reclutamento e apporti fluviali in diversi aree come il Mediterraneo occidentale (Lloret *et al.*, 2004), il Mar Nero (Daskalov, 1999) e l'Adriatico (Santojanni *et al.*, 2003) mentre nella sardina, uno dei fattori che influenzano il reclutamento sembra essere l'attività del vento che provoca il rimescolamento della colonna d'acqua durante la stagione riproduttività (Palomera *et al.*, 2007).

Variazioni nei tassi di reclutamento, in relazione ai cambiamenti ambientali possono avere forti ripercussioni sugli stock e quindi sulla pesca. Ad esempio nel 1987 si è registrato un inaspettato crollo delle catture di alici (Azzali *et al.*, 2002) causato molto probabilmente da bassi livelli di reclutamento (Cingolani *et al.*, 1996; Santojanni *et al.*, 2003), che sembrano essere stati influenzati dagli scarsi afflussi del fiume Po.

## 1.7 LA PESCA DEL PESCE AZZURRO

I piccoli pelagici, in particolare alici e sardine (il cosiddetto “pesce azzurro”), provengono in gran parte dall’Adriatico. Infatti, le catture di queste due specie in Adriatico, assommano a circa l’85% del totale nazionale della pesca del pesce azzurro. Queste due specie costituiscono una delle più importanti risorse della pesca italiana e di quella adriatica in particolare, sia per il consumo a fresco, sia per la salagione. In Italia, è l’alice la specie più appetita dal consumatore. Tuttavia, anche la sardina ha un mercato, soprattutto per l’industria conserviera.

Gli stock pelagici di alici e sardine, costituiscono anche lo stock condiviso, “shared stock”, più importante in Adriatico (Slovenia, Croazia, Serbia-Montenegro e Albania). Diventa, quindi, più complesso del solito, per motivi politici, la gestione di questa importante risorsa condivisa.

Di seguito sono visualizzati i quantitativi delle catture per alici (Fig. 1.7.1) e sardine (Fig. 1.7.2) suddivisi in parte est e ovest dell’Adriatico. L’ovest Adriatico rileva le quantità maggiori, in particolare per quanto riguarda le alici. Le sardine sono una specie commercialmente più interessante per i paesi della parte est dell’Adriatico, i quali rilevano catture consistenti e molto più abbondanti rispetto a quelle ottenute per le alici.

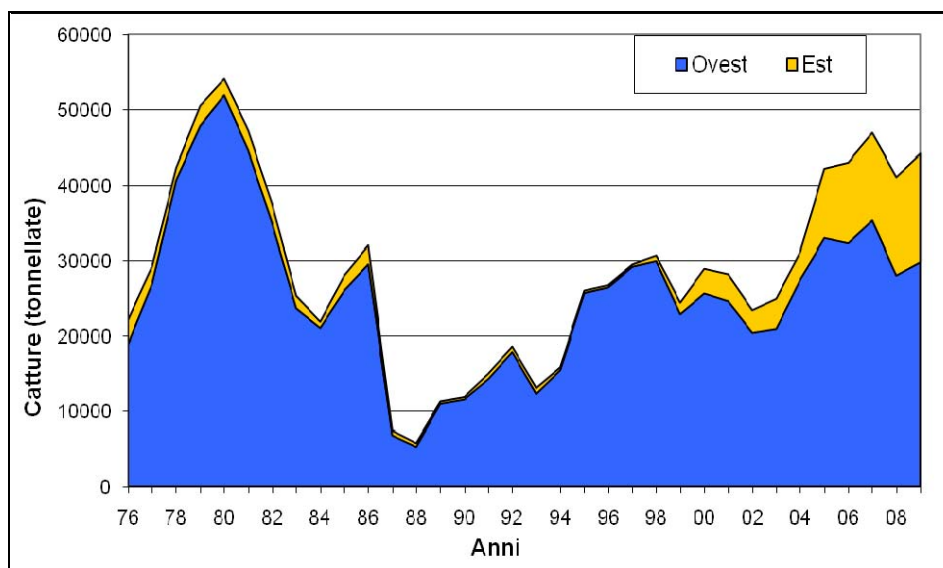


Fig. 1.7.1 - Quantitativi di cattura per *Engraulis encrasicolus* suddivisi per la parte est e ovest dell’Adriatico



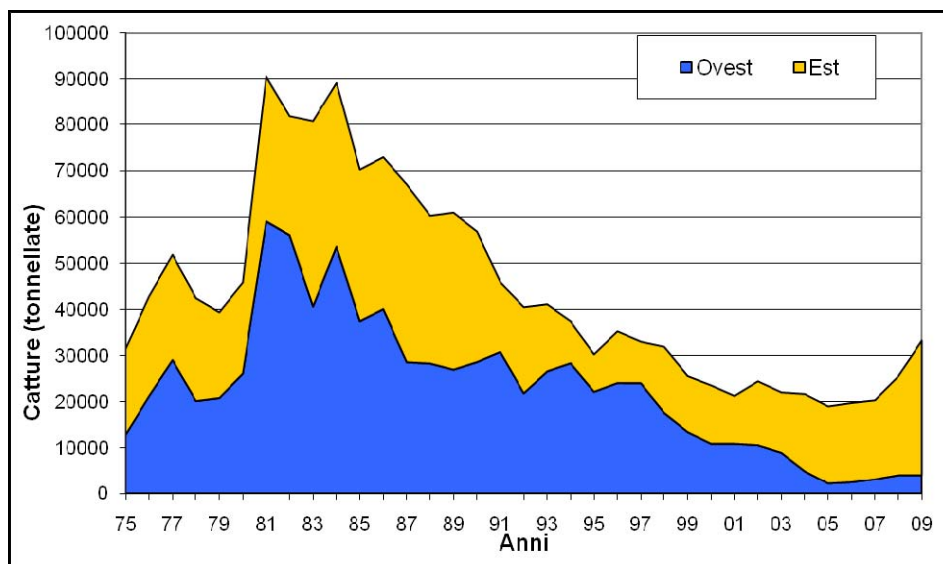


Fig. 1.7.2 - Quantitativi di cattura per *Sardina pilchardus* suddivisi per la parte est e ovest dell'Adriatico

L'area di pesca delle alici e delle sardine riguarda in pratica tutta la piattaforma continentale e quindi tutto il Nord e Medio Adriatico, mentre nel sud Adriatico l'area utile per la pesca del pesce azzurro è limitata dalla piattaforma continentale, molto più ristretta.

Il pesce azzurro viene catturato dalla flottiglia italiana mediante l'ausilio di due attrezzi da pesca: la volante (Fig. 1.7.3), costituita da una rete semi-pelagica trainata da due imbarcazioni e la lampara (Fig. 1.7.4), costituita da una rete a circuizione nella quale il pesce viene trainato con l'ausilio di potenti lampade.

Questi due attrezzi da pesca non sono selettivi per specie, e oltre a sardine e alici, le catture possono essere costituite da sgombri (*Scomber scombrus*), lanzardi (*Scomber japonicus*), spratti (*Sprattus sprattus*) e suri (*Trachurus spp.*).

La volante è il tipo di pesca più praticato. Essa è attiva nell'Alto e Medio Adriatico, mentre la lampara è diffusa a sud di Ancona. Tuttavia, un certo numero di piccole lampare (circa 20) operano anche nel Golfo di Trieste, però le loro catture sono modeste.

La volante opera a circa 10-25 miglia della costa. Il tipo di pesca è giornaliero, quindi sempre con rientro pomeridiano al porto, per la vendita al mercato. Il ritmo di pesca giornaliero abbraccia un arco temporale di circa 12 ore, con uscita tra le 3 e le 5 del mattino e rientro intorno alle 16-18. La pesca con la volante è il tipo di pesca "massivo" per eccellenza, ovvero con catture che possono essere anche molto alte, fino a 2000 casse al giorno per ogni unità di pesca (ovvero della coppia di imbarcazioni che costituisce, insieme alla rete, l'unità da pesca chiamata "volante"). Il peso medio di una cassa di pesce

azzurro varia dai 7-8 kg per i porti da Trieste ad Ancona, fino ai 10 kg per i porti di San Benedetto del Tronto verso sud.

Poiché la volante pesca più vicino alla costa, la pezzatura media del pescato, soprattutto per le alici, è inferiore a quella della lampara, che pesca più al largo. La pesca con la volante, tradizionalmente, è basata sulla quantità. Infatti, trattandosi di specie abbondanti e considerate non pregiate, il prezzo di mercato è relativamente basso e quindi la quantità supplisce alla qualità.

La pesca con la volante viene praticata tutto l'anno.

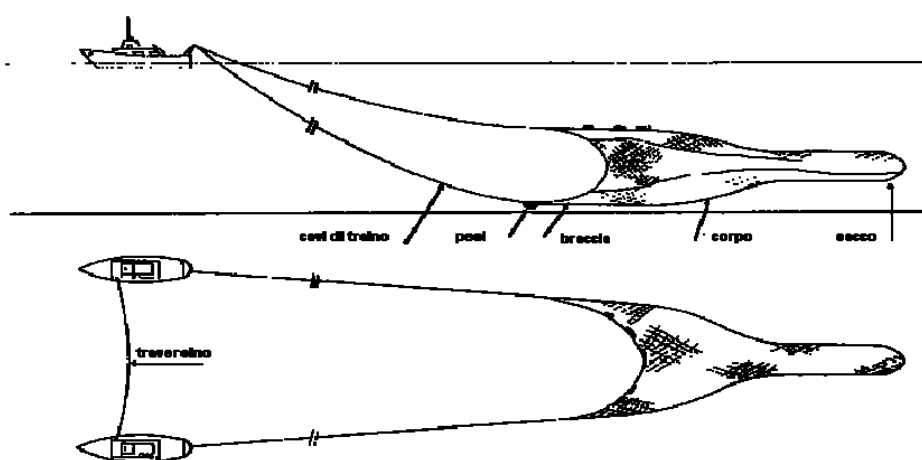


Fig. 1.7.3 - La pesca con la volante

La lampara è il tipo di pesca più praticato a partire da San Benedetto del Tronto verso sud (Giulianova, Vieste Trani, Molfetta).

Rispetto alla volante, la lampara pesca più al largo, a circa 30-40 miglia dalla costa. Anche questo è un tipo di pesca giornaliero, ma con un arco temporale diverso poiché la lampara pesca di notte, quando non c'è la luna piena. Il pesce viene aggregato con l'ausilio della luce (della "lampara" appunto) e poi catturato chiudendo la rete a circuizione nel frattempo stesa attorno al punto di aggregazione, rappresentato dalla luce della lampara. La "giornata" di pesca della lampara inizia a pomeriggio inoltrato, intorno alle 17-19 (o la sera, intorno alle 22) con l'uscita dal porto, mentre il rientro avviene nella mattinata successiva (tra le ore 7 e le ore 9). In corrispondenza del periodo di luna piena, la lampara non pesca per circa 5 giorni che comprendono, generalmente, la notte di luna piena e le quattro notti successive.

Rispetto alla volante, la lampara ha bisogno di migliori condizioni meteo-marine, per cui i giorni di pesca medi, per anno, della lampara sono inferiori. Inoltre, a differenza della

volante che pesca tutto l'anno, l'attività della lampara inizia ad aprile e giunge a novembre, qualche volta anche a dicembre se le condizioni meteo-marine sono buone. In inverno le imbarcazioni a lampara disarmano; alcune di esse però si mettono in coppia ed armano a volante, tipo di pesca possibile anche in inverno.

Pescando più al largo della volante, la lampara insiste su una frazione di popolazione con pezzatura media più grande. Come conseguenza il prezzo di mercato delle alici di lampara è sensibilmente superiore a quello della volante (fino a due/tre volte). Tuttavia, le catture della lampara sono generalmente inferiori a quella della volante (300/400 casse al massimo).

Per quanto riguarda le sardine, la differenza di pezzatura tra le catture dei due attrezzi è meno sensibile delle alici alle variazioni di pezzatura del prodotto.

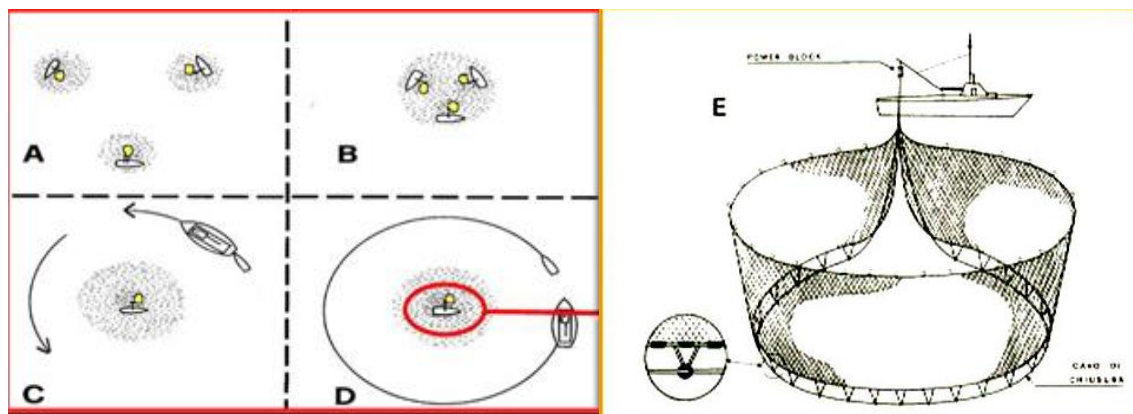


Fig. 1.7.4 - La pesca con la lampara

Nonostante la diffusa abbondanza del pesce azzurro, una caratteristica peculiare degli stock pelagici è la rilevante fluttuazione della loro biomassa anche nell'arco di pochissimi anni. Queste ampie fluttuazioni, irregolari nel tempo e nello spazio, sono probabilmente dovute a fattori ambientali, ma anche una pesca troppo intensa può avere una influenza negativa, specialmente quando viene esercitata in corrispondenza di una fluttuazione verso il basso della biomassa.

Nel corso degli anni si sono succedute delle crisi di pesca, dovute almeno in parte a cause ambientali, che richiedono l'attenzione e la collaborazione del ricercatore e dell'amministratore per gestire al meglio questa importante risorsa. Ad esempio, per le alici, si è verificato negli anni 1986 e 1987 un crollo verticale delle catture, in corrispondenza di una brusca diminuzione della biomassa naturale. Negli anni successivi lo

stock delle alici ha avuto una lenta ripresa, che ha portato a raggiungere attualmente livelli simili a quelli di inizio campionamento.

Le sardine, che in passato hanno avuto un significativo valore commerciale sia per l'esportazione che per la lavorazione presso le industrie conserviere, stanno subendo una notevole riduzione della domanda. Questa specie ha, inoltre, subito un notevole declino a partire dalla metà degli anni ottanta; attualmente, però, lo stock si mostra in ripresa. Viceversa le alici, nonostante il calo delle catture, hanno avuto e continuano ad avere una forte richiesta e ciò ha permesso alle imprese di pesca di ottenere positivi risultati economici, anche quando le catture erano in forte diminuzione.

## **1.8 IL CONCETTO DI STOCK**

Quando si parla di dinamica di popolazione è indispensabile tenere presente il concetto di *stock*. La conoscenza della struttura degli stock è necessaria per predisporre regole di gestione delle attività di pesca, in particolar modo nei casi in cui stock di specie pregiate sono pesantemente sfruttate (Ricker, 1981).

Sparre & Venema (1998) definiscono lo stock come un sottoinsieme di una popolazione di una data specie, che è generalmente considerata come unità di base tassonomica. Si può dedurre, quindi, che lo stock è un gruppo di organismi della stessa specie, aventi gli stessi parametri biologici (accrescimento e mortalità), geneticamente omogenei e viventi in una stessa area (King, 1995). Per fare un esempio semplice, è intuitivo considerare i naselli (*Merluccius merluccius*) o le acciughe (*Engraulis encrasicolus*) del Tirreno appartenenti a stock diversi da quelli dell'Adriatico, in quanto sono popolazioni separate, con aree riproduttive separate e accrescimento differente, e l'interscambio tra le popolazioni dei due mari è sicuramente trascurabile. Meno facile è decidere se, per esempio, queste due specie formano stock separati all'interno dell'Adriatico, tra l'Alto e il Basso Adriatico. La stessa osservazione può essere fatta per le specie migratorie e non: le specie non migratorie permettono un'individuazione dello stock più facile rispetto a quelle che compiono lunghe migrazioni. Nei casi, quindi, dove l'areale di vita non è così chiaro, è opportuno utilizzare metodi diversi da quelli di dinamica di popolazione, quali i metodi genetici. Questi vanno, comunque, utilizzati con attenzione per finalità gestionali, in quanto è sufficiente un livello di interscambio genetico molto basso per mantenere due popolazioni geneticamente omogenee. Ciò potrebbe non consentire in tempi brevi il ripopolamento qualora una delle due popolazioni fosse seriamente depauperata, è quindi più opportuno adottare un punto di vista conservativo e trattarle come unità separate.

Oltre a Sparre & Venema (1998), altri studiosi si sono espressi sulla definizione di stock, rendendo la letteratura su questo concetto molto vasta; ed un consenso assoluto sulla definizione non è stato ancora raggiunto. Tra le molteplici definizioni è quella di Gulland (1983) che, forse, meglio si adatta alla valutazione delle risorse alieutiche. Esso afferma che per scopi di gestione della risorsa ittica la definizione di stock è una questione operativa. Per esempio, il sottogruppo di una specie può essere trattata come uno stock se le differenze all'interno di questo e interscambi con altri gruppi possono essere ignorati senza con ciò alterare in maniera sensibile le conclusioni raggiunte. Inoltre, ultima considerazione ma non ultima per importanza, i tassi di crescita e di mortalità sono fondamentali per definire uno stock: questi, infatti, devono essere costanti nell'area considerata.

## **2. MATERIALI E METODI**

### **2.1 I DATI DI CATTURA**

Questo lavoro ha lo scopo di valutare gli stock di alici e sardine dell'Alto e Medio Adriatico mediante metodi basati sulla dinamica di popolazione.

I dati utilizzati sono stati raccolti dal reparto di dinamica di popolazione del CNR-ISMAR (Istituto di Scienze Marine) di Ancona a partire dal 1975. I dati di maggiore importanza sono i dati di cattura, cioè i quantitativi sbarcati dalla flotta operante nel mar Adriatico, che coprono l'intera serie temporale dal 1975 al 2009. I dati provengono da otto porti italiani: Trieste, Chioggia, Porto Garibaldi, Cesenatico, Cattolica, Ancona, San Benedetto del Tronto e Vieste, la cui importanza per la pesca del pesce azzurro è variata nel tempo. Ad esempio nel porto di Ancona si è registrato dal 1991 un considerevole aumento di questo tipo di pesca, mentre, parallelamente, una drastica diminuzione è stata osservata in quello di Cattolica. Inoltre sono stati raccolti dati relativi ai porti minori quali Grado, Marano Lagunare, Caorle, Pila, Goro, Rimini, Fano, Giulianova dal 1975 ad oggi, ma solo per gli anni in cui in essi era attiva la pesca del pesce azzurro. I dati della costa orientale dell'Adriatico per il periodo pertinente all'ex Jugoslavia sono stati ricavati da fonti bibliografiche (Anonymous, 1975-1993; 1994) e successivamente, sia per Slovenia che Croazia sono stati ottenuti, rispettivamente, dall'Istituto di Ricerca sulla Pesca di Slovenia e dall'Istituto di Oceanografia e Pesca di Spalato.

I dati raccolti prendono in considerazione anche le abituali migrazioni stagionali delle lampare dal Basso Adriatico nonché, a partire dal 1992, da aree extra-adriatiche. I dati di cattura di questa flottiglia stagionale sono stati stimati utilizzando come riferimento le catture e lo sforzo di pesca delle lampare residenti. La raccolta dei dati di cattura avviene sempre per specie e nella forma più disaggregata possibile, fino alle catture giornaliere per unità di pesca. Non sempre è possibile ottenere dati a questi livelli di disaggregazione; in qualche porto, ad esempio, è possibile raccogliere i dati solo su base mensile (per porto o per unità da pesca), anziché giornaliera. Una parte del pesce azzurro catturato, in genere sardine, può venire rigettato in mare quando le condizioni di mercato non rendono conveniente il loro sbarco. Si è cercato di tenere conto di tale fenomeno stimando le quantità del cosiddetto scarto. Tuttavia, lo scarto di sardine è praticamente trascurabile da diversi anni, da quando cioè questa specie non è più abbondante come un tempo.

## **2.2 I DATI BIOLOGICI**

### **2.2.1 I campioni**

Nei porti principali italiani sono stati prelevati, a partire dal 1975 (dal 1984 anche a San Benedetto del Tronto e Vieste), i campioni biologici necessari per ottenere le frequenze della lunghezza dei pesci, i pesi individuali, indispensabili per risalire al peso medio per classe di taglia e quindi alla biomassa complessiva, e l'età dei pesci. Tutti questi dati biometrici insieme alle catture totali, allo sforzo di pesca e alla *Catch Per Unit of Effort* (CPUE; ovvero il rapporto tra catture e rispettivo sforzo di pesca), costituiscono o consentono di ottenere i dati di "input" richiesti dai modelli di dinamica di popolazione utilizzati nel presente lavoro.

Per ciascuna specie un campione biologico è costituito da una cassetta commerciale di sbarcato. Il peso del campione varia da 7 ai 10 kg a seconda del porto di campionamento e/o dell'attrezzo usato. Nel corso degli anni, le ricerche per l'ottimizzazione del campione hanno previsto una frequenza del prelievo per entrambe le specie variabile a seconda del porto e del periodo dell'anno, essendo detta frequenza direttamente proporzionale all'abbondanza delle catture sbarcate. Un maggior numero di campioni viene raccolto per le alici che costituisce la specie di maggiore importanza commerciale per il mercato italiano. Sempre in virtù delle suddette ricerche volte all'ottimizzazione del campionamento, il numero dei porti campionati è stato ridotto a 2 per l'Alto Adriatico (Chioggia e Porto Garibaldi) e 2 per il Medio Adriatico (Ancona e San Benedetto del Tronto, quest'ultimo rappresentativo della pesca con la lampara). I campioni vengono pesati e la lunghezza dei singoli pesci, sia alici che sardine, viene misurata al mezzo cm inferiore (al cm inferiore prima del 1988), dall'estremità della testa all'estremità della coda.

### **2.2.2 I sub campioni**

Per ciascuna specie ad ogni campionamento è stato prelevato un sub-campione costituito da 5 esemplari per ogni classe di taglia. I pesci dei sub-campioni sono stati misurati e poi pesati singolarmente al decimo di grammo con la bilancia di precisione presente in laboratorio, Mettler P1000. Ogni singolo pesce viene identificato con un codice numerico. Da ogni individuo sono stati, poi, prelevati e conservati gli otoliti, che sono necessari per la determinazione dell'età dei pesci. Questi otoliti vengono catalogati con il codice identificativo dell'individuo. L'estrazione degli otoliti è un passaggio chiave che necessita

di una certa attenzione. Gli otoliti sono formazioni carbonatiche localizzate ai lati del cervello; a seconda delle specie, sono più o meno fragili e comunque di dimensioni ridotte. E', quindi, necessario maneggiarli con una certa attenzione, sia per la loro fragilità, sia per la loro dimensione e colorazione, di solito biancastra, che li rende facilmente smarribili tra il materiale da laboratorio. Per avere certezza nella stima dell'età è preferibile avere entrambi gli otoliti; se si ha un solo otolite o otoliti rotti la determinazione è meno affidabile e ciò può aumentare la probabilità che vi siano errori nella stima dell'età.

Di ciascun pesce esaminato, inoltre, è stato determinato il sesso e lo stadio di maturità gonadica.

I sub-campioni sono stati prelevati fino al 1994 per ogni specie/porto/mese e dal 1995, in seguito alla citata ottimizzazione del campionamento, per ogni specie/porto/campione biologico. Quindi, dal momento che per lo stesso porto si può disporre di più di un campione al mese, si può avere ora anche più di un sub-campione per la stessa combinazione specie/porto/mese. Questa variazione è stata fatta per aver maggiore attendibilità nella determinazione dell'età.

### **2.2.3 La determinazione dell'età**

Esistono differenti metodi per determinare l'età dei pesci; per questo lavoro ci si è basati sull'osservazione degli otoliti. Gli otoliti sono strutture composte da cristalli di carbonato di calcio ( $\text{CaCO}_3$ ), sotto forma di aragonite, e da una matrice organica, a sua volta costituita in gran parte da una proteina ricca di aspartato e glutammato chiamata otolina (Degens *et al.*, 1969; Morales-Nin, 1986a, 1986b). Sono localizzati nell'orecchio interno e sono presenti a partire dai Teleostei fino all'uomo. Nell'uomo sono gli organi adibiti al mantenimento dell'equilibrio; nei Teleostei, si aggiunge, anche, il loro ruolo nella ricezione dei suoni.

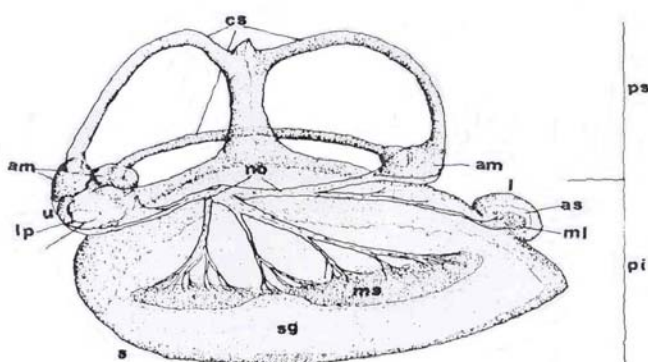
Gli otoliti sono costituiti da tre coppie di strutture ossee (Fig. 2.2.3.1) con differente posizione, funzione, taglia, forma e microstruttura. Questi sono situati in corrispondenza delle macule, aree ovali formate da epitelio sensoriale associato ad alcuni rami del nervo acustico, che si trovano su delle strutture sacciformi, l'utricolo e il sacco, e su una depressione a forma di tasca, situata sul pavimento del sacco stesso, chiamata lagena (Fig. 2.2.3.2).





**Fig. 2.2.3.1** – Le tre coppie di otoliti (Dott.ssa Fortunata Donato ISMAR-CNR, Ancona)

Con il termine otolite si indica, generalmente la *sagitta* che è il più grande delle tre coppie di strutture calcaree e viene depositato nel sacco; nell'utricolo avviene la formazione del lapillo, mentre nella lagena è situato l'asterisco. Le dimensioni della *sagitta* possono superare anche il centimetro, mentre asterisco e lapillo sono più piccoli misurando soltanto pochi millimetri con il primo più grande del secondo. La *sagitta* possiede un corpo ellittico lateralmente compresso e concavo distalmente con l'asse lungo orientato in direzione antero-posteriore. Il lato convesso o prossimale, orientato verso l'asse centrale, è diviso in due aree da un solco profondo, il *sulcus acusticus*, sul quale si inseriscono le fibre nervose provenienti dalle pareti del sacco.



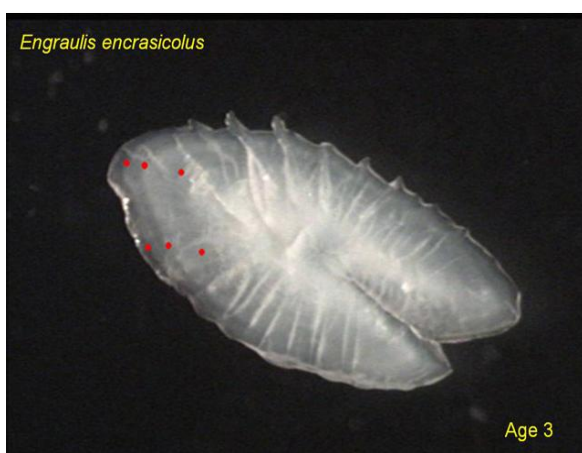
**Fig. 2.2.3.2** - Sezione trasversale dell'orecchio interno destro (da Morales-Nin, 1992). am: ampolla, as: asterisco, cs: canali semicirculari, l: lagena, lp: lapillo, ml: macula della lagena, ms: macula del sacco, mu: macula dell'utricolo, no: nervo acustico, pi: parte inferiore, ps: parte superiore, s: sacco, sg: sagitta, u: utricolo.

Gli otoliti si accrescono periodicamente attraverso la deposizione di materiale sulla superficie, un processo ciclico dipendente dal metabolismo interno del calcio (Simkiss, 1974) e dalla sintesi degli amminoacidi. Il risultato è una crescita giornaliera, che si riflette in modo annuale con la deposizione di un anello traslucido e uno opaco. L'anello traslucido si deposita solitamente durante il periodo a crescita lenta, di solito l'inverno, ed

è meno ampio; mentre l'anello opaco si forma durante il periodo a crescita più veloce, di solito l'estate, e occupa uno spazio maggiore. L'incremento giornaliero dipende dai ritmi circadiani del sistema endocrino che sono sintonizzati, soprattutto in tenera età, con la fotoperiodicità o altri fattori regolati dal procedere del giorno (Tanaka *et al.*, 1981; Radtke & Dean, 1982; Campana & Nielson, 1985).

Inoltre, gli otoliti possono essere utilizzati come marcatori ambientali, in quanto sono in grado di intrappolare al loro interno elementi chimici che possono essere utilizzati per descrivere l'ambiente nel quale vivono, registrandone le alterazioni ed anche migrazioni.

E', infine, da ricordare, che la crescita degli otoliti continua anche quando i pesci sono in condizioni di carenza di cibo (Marshall & Parker, 1982; Campana, 1983a; Neilson & Geen, 1984), mentre i pesci stressati dallo sforzo (Campana, 1983b) o dall'esposizione ad un pH basso (Geen *et al.*, 1985) non mostrano segni di riassorbimento a livello dell'otolite (Campana & Neilson, 1985).



**Fig. 2.2.3.2** - Otolite di *Engraulis encrasicolus*  
(Dott.ssa Fortunata Donata ISMAR-CNR, Ancona)



**Fig. 2.2.3.3** - Otolite di *Sardina pilchardus*  
(Dott.ssa Fortunata Donata ISMAR-CNR, Ancona)

La determinazione dell'età in anni avviene, quindi, contando il numero degli anelli formati. La conta viene eseguita con l'ausilio di uno stereo-microscopio, immergendo in alcool i due otoliti del pesce ed illuminandoli con luce riflessa. Attraverso l'installazione di una video camera collegata al computer e con l'ausilio di un software di analisi d'immagine (*Image Pro Plus*) è possibile misurare, salvare, annotare, catalogare e archiviare l'immagine.

Per l'interpretazione dell'età delle alici, il primo di giugno è stato assunto come compleanno convenzionale, considerando che in Adriatico il periodo di riproduzione di questa specie cade tra aprile e ottobre (Regner, 1996). Nel presente lavoro si è fatto perciò

riferimento a una scala temporale basata sul cosiddetto anno “split year” o anno sfalsato, ossia un periodo della durata di un anno che viene fatto iniziare e quindi terminare in un momento diverso rispetto all’anno precedente. L’utilizzo dello “split year” ha riguardato i dati di “input” richiesti dalla *Virtual Population Analysis* (VPA, segue la spiegazione nel paragrafo specifico) e dall’*Integrated Catch-at-Age Analysis* (ICA, segue la spiegazione nel paragrafo specifico), la quale si basa appunto sull’analisi di dati di cattura disaggregati in classi di età. Per le sardine, invece, il primo di gennaio è stato assunto come compleanno convenzionale, in quanto la riproduzione di questa specie in Adriatico ha luogo su tutto l’anno, ma con un’intensità massima nel periodo invernale (Vučetić, 1971). I dati di “input” per la VPA sono stati perciò riferiti all’anno solare.

Va precisato come sono state considerate le classi di età: la classe 0 è formata da individui che non hanno ancora compiuto un anno di vita, la classe 1 formata da individui che hanno compiuto il primo anno di vita ma non ancora il secondo e così via.

#### **2.2.4 Le distribuzioni delle frequenze di lunghezza**

I dati della distribuzione di frequenza in classi di lunghezza riflettono la composizione per taglia delle catture, cioè il numero di pesci per ciascuna classe di lunghezza presenti nei campioni. Questi sono stati “pesati” in base all’ammontare delle catture del corrispondente porto e mese nel quale i relativi campioni biologici sono stati prelevati, per ottenere la distribuzione di frequenza in classi di lunghezza su base annuale per ciascun porto.

#### **2.2.5 I dati di lunghezza peso**

I metodi di dinamica di popolazione utilizzati richiedono dati di cattura espressi in numero di individui per classi di età. E’ stato dunque necessario convertire il peso delle catture per classi di taglia, in catture in numero: per farlo il peso complessivo per classi di taglia è stato diviso per il peso medio individuale per classe di taglia ottenuto dai campioni misurati.

I pesi medi consentono inoltre di trasformare il dato di “output” prodotto dai suddetti modelli di dinamica: questo è infatti espresso, in molti casi, in numero di individui in mare ed è preferibile convertirlo in biomassa. Per poter calcolare qualsiasi tipo di peso medio, sono state utilizzate le distribuzioni di frequenza in classi di lunghezza unitamente ai cosiddetti dati di lunghezza-peso, ossia le stime dei pesi medi per classe di lunghezza. I pesi medi per classe di età non si ottengono direttamente da questa combinazione, perché richiedono anche i dati di età-lunghezza descritti nel paragrafo 2.3.

## 2.2.6 Gli indici di tuning

Gli indici annuali di abbondanza per classe di età, richiesti da alcuni modelli di dinamica di popolazione, sono stati calcolati in base alle stime di densità per miglio nautico quadrato ottenute con i metodi acustici (“echo-survey data”) e fornite dal reparto di acustica dell’ISMAR-Ancona. Queste stime di densità sono state convertite in numeri di individui mediante i pesi medi provenienti dalla raccolta dati sopraccitata. I numeri di individui sono stati ripartiti in classi di età grazie alle stesse distribuzioni di frequenza in classi di età utilizzate per le catture totali, non essendo ancora disponibili chiavi età-lunghezza per i dati acustici.

Questi dati vengono aggiunti nelle informazioni richieste dai metodi di dinamica di popolazione, in quanto non essendo soggetti a obiettivi commerciali, permettono di ottenere stime più precise.

E’ dal 1976, che il gruppo di acustica marina del CNR-ISMAR (Istituto di Scienze Marine) di Ancona, svolge campagne acustiche in Adriatico finalizzate al monitoraggio dello stock di piccoli pelagici, in particolare alici (*Engraulis encrasicolus*) e sardine (*Sardina pilchardus*) (Azzali *et al.*, 2002; Leonori, 2007). I “survey” utilizzati recentemente nell’applicazione dei metodi di dinamica di popolazioni sono stati quelli prodotti dal 1998 al 2002 e dal 2005 al 2009 per la parte ovest dell’Adriatico (Fig. 2.2.6.1 e Fig. 2.2.6.3); mentre, dal 2005 si sono potuti realizzare “survey” che comprendessero anche la parte dell’est Adriatico (Fig. 2.2.6.2 e Fig. 2.2.6.4).

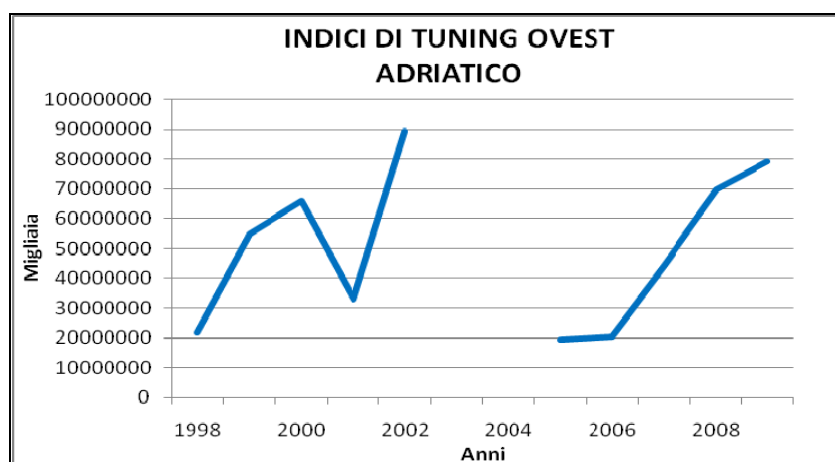


Fig. 2.2.6.1 - Indici di tuning per la part ovest dell’Adriatico per *Engraulis encrasicolus*

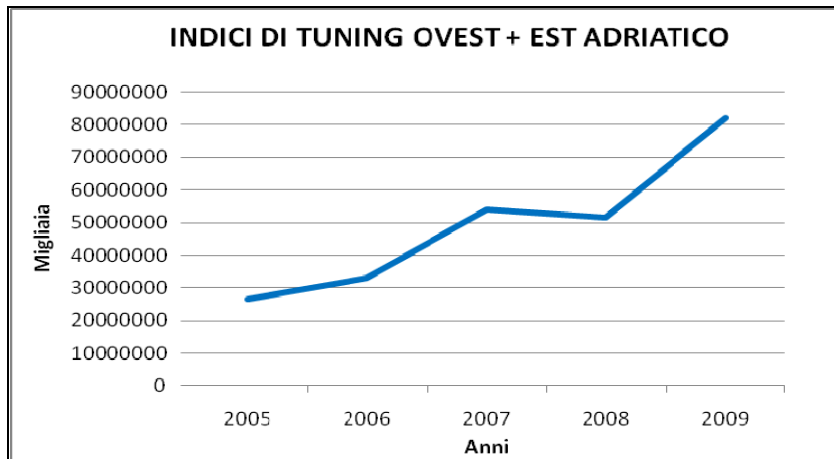


Fig. 2.2.6.2 - Indici di tuning per la part est ed ovest dell'Adriatico per *Engraulis encrasicolus*

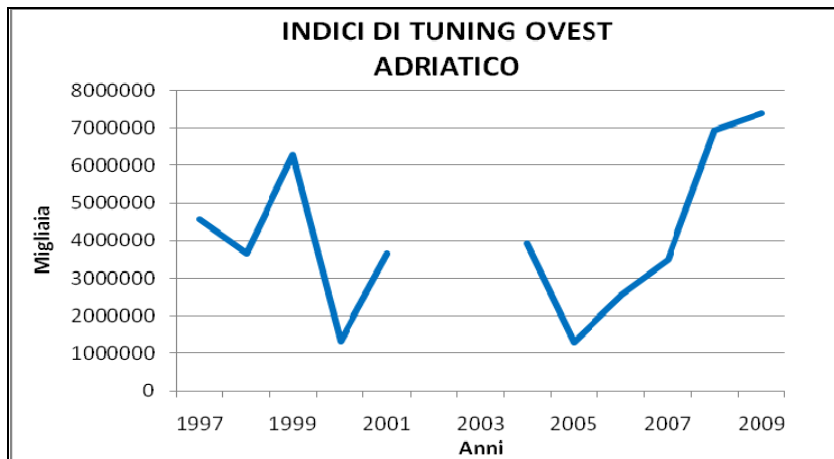


Fig. 2.2.6.3 Indici di tuning per la part ovest dell'Adriatico per *Sardina pilchardus*

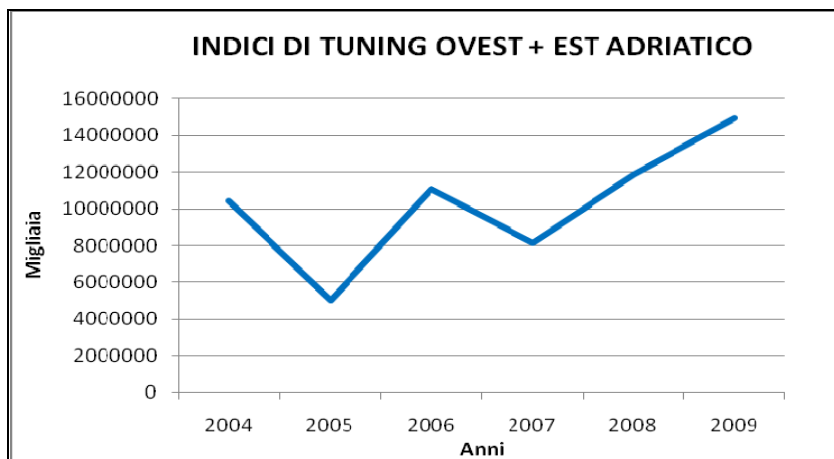


Fig. 2.2.6.4 Indici di tuning per la part est ed ovest dell'Adriatico per *Sardina pilchardus*

### 2.3 CURVA DI CRESCITA

La curva di crescita ci permette di osservare il procedere di una popolazione e determinare i parametri utili per stimare il tasso di mortalità naturale. Per descrivere il processo di accrescimento è stato utilizzato il modello di von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938; Haddon, 2001):

$$L(t) = L_{\infty} \cdot (1 - \exp(-k \cdot (t - t_0)))$$

dove  $L(t)$  è la lunghezza all'età  $t$ ;  $L_{\infty}$  è la lunghezza "asintotica" o massima taglia media che un individuo raggiungerebbe se visse indefinitamente;  $k$  è il coefficiente di crescita, che esprime la velocità media con la quale l'individuo raggiunge la sua taglia massima o asintotica. Il valore  $t_0$  viene definito come l'età teorica di un individuo quando la sua taglia è 0: questo dato corrisponde all'inizio della curva e generalmente assume piccoli valori negativi. Biologicamente parlando, questo valore non ha significato perché la crescita ha inizio alla nascita quando la larva ha già una certa lunghezza, ma  $t_0$  costituisce un parametro importante per ricostruire la prima parte della curva di crescita.

$L_{\infty}$  è stato stimato come suggerito da Pauly (1984) tramite il rapporto  $L_{\infty} = L_{\max}/0,95$ , assumendo cioè che la lunghezza asintotica sia circa del 5% maggiore rispetto alla lunghezza massima osservata nel campione (Pauly, 1984; Froese & Binohlan, 2000).

Una volta ricavato  $L_{\infty}$ ,  $k$  e  $t_0$  possono essere stimati mediante il plot di von Bertalanffy (Sparre & Venema, 1998). Nel presente studio, per prima cosa, i dati di età-lunghezza sono stati plottati tramite una semplice regressione lineare: questa rappresenta un metodo di stima dei valori attesi dei parametri attraverso un modello lineare ( $Y = aX + b$ ). Per fare ciò in funzione di una variabile indipendente  $X$ , l'età, è stata plottata la variabile dipendente  $Y$ , il logaritmo della lunghezza. I valori dell'intercetta  $b$  e del coefficiente angolare  $a$  così ottenuti sono serviti come valori iniziali di  $t_0$  e  $k$  per fittare l'equazione di Von Bertalanffy tramite il metodo della regressione non-lineare. Questa è stata realizzata utilizzando il software SPSS, utilizzando l'algoritmo di Levenberg-Marquardt.

È stato così possibile ottenere i nuovi valori di  $L_{\infty}$ ,  $k$  e  $t_0$  e costruire la curva di crescita per il modello generalizzato.

Al fine di ottenere stime più attendibili dei parametri, può essere opportuno fare alcune assunzioni riguardo le classi di età non pienamente reclutate. Ad esempio, la classe di età 0 si può assumere sia pari a età 0,5 o età 0,75 in quanto gli individui che la compongono sono più vicini a compiere l'anno di età piuttosto che alla data di nascita.

## 2.4 CHIAVI ETÀ – LUNGHEZZA

Nella valutazione degli stock ittici è necessario avere informazioni sulla composizione dell'età. In particolare, è utile conoscere l'abbondanza in mare degli individui delle varie età. Per ottenere ciò, si possono utilizzare diversi metodi: in questo lavoro ne sono stati considerati due.

Il primo metodo è definito *Age-Length Key* (ALK) ed è stato sviluppato nel 1934 da Fridriksson. La costruzione delle chiavi età-lunghezza, ossia l'insieme delle distribuzioni di frequenza in classi di età calcolate per ogni classe di lunghezza, avviene attraverso la combinazione delle lunghezze e delle età misurate per i singoli individui.

Il sistema successivo è rappresentato dal metodo IALK, *Iterative Age-Length Key*, (Kimura & Chikuni, 1987); questo si basa su calcoli iterativi tra una chiave età-lunghezza, valida per più anni, e le catture annuali suddivise per taglia. Il calcolo viene ripetuto finché non si raggiunge un buon criterio di convergenza.

Essenzialmente, il metodo ALK necessita che i dati di età-lunghezza e le frequenze di lunghezza siano campionate dalla stessa popolazione. Il procedimento IALK richiede, invece, che la chiave età-lunghezza stimata sia adottabile per differenti anni di campionamento. Perciò, il metodo IALK è maggiormente fruibile, in quanto è utilizzabile per più popolazioni; di solito viene impiegato per riempire gli anni mancanti.

Il metodo della Age-Length Key (ALK) ha lo scopo di stimare l'abbondanza dei pesci in mare suddivisa per età e lunghezza. Per realizzare ciò, è stato utilizzato un foglio Excel nel quale è stata inserita la chiave età-lunghezza ricavata dalla lettura degli otoliti. Da questa si sono potute ottenere le frequenze per età e lunghezza; poiché una certa classe di taglia può essere composta da più classi di età, per fare ciò è stato necessario calcolare le proporzioni di ogni età sul totale degli individui appartenenti alla taglia considerata. Dopodiché sono state moltiplicate le proporzioni ottenute per la distribuzione di frequenza in classi di lunghezza (*Length Frequency Distributions* o LFD), cioè l'abbondanza delle classi di lunghezza di un determinato anno. Si sono, così, ottenuti i valori di biomassa per classi di età di quello stesso anno. I dati impiegati per costruire la ALK sono stati i dati biologici di pesca raccolti su base annua, negli anni dove queste informazioni erano assenti sono state utilizzate quelle dell'anno più vicino. Per valutare l'attendibilità dell'età rilevata tramite la lettura degli otoliti, le catture registrate e la bontà delle assunzioni fatte per gli anni nei quali mancano dati, si può fare una regressione lineare che valuta la costanza del rapporto tra la quantità di pesci catturati nell'età X per l'anno Y rispetto i pesci catturati nell'età X+1 per l'anno Y+1. Il valore dell' $R^2$  calcolato indica la bontà della relazione.



Il metodo IALK, invece, calcola la biomassa attraverso un processo un po' più complicato, nel quale si susseguono diversi calcoli tutti concatenati tra loro. Anche questo metodo lavora su un foglio Excel. Come dati di "input" richiede le catture dell'anno per cui si vuole calcolare la distribuzione in classe di età suddivise per lunghezza e una chiave di età-lunghezza stampo valida per l'anno in questione. Il calcolo inizia con la definizione da parte dell'utente di una probabilità di partenza (Pj) per cui ciascuna classe di età ha la stessa probabilità di essere rappresentata nella popolazione: questa si ottiene semplicemente dividendo 1/no classi di età considerate. Dopo questo primo step si ottengono sia una nuova distribuzione di frequenze in classi di età sia una nuova probabilità che sostituisca la precedente. Questa operazione va ripetuta fino a convergenza.

ANCHOVY											1/A 0,2 Initial Pj for all ages						
Inference of catches at age from the catches at length and the IALK											DERIVED IALK = Original Length Distribution by age						
1998 (Split Year)		Inference from Cath.Length * IALK									Ages						
Catch at length		Ages									IALK Pj						
Length	In Numbers	Size	0	1	2	3	4	TOTAL	MeanLen	Mean Weight	Length/A	0	1	2	3	4	TOTAL
5,5	51492	5,5	51492	0	0	0	0	51492			5,5	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
6,0	51492	6,0	51492	0	0	0	0	51492	6,25	1,05	6,0	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001
6,5	257461	6,5	257461	0	0	0	0	257461	6,75	1,38	6,5	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004
7,0	629644	7,0	629644	0	0	0	0	629644	7,25	1,77	7,0	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0003
7,5	2009031	7,5	2009031	0	0	0	0	2009031	7,75	2,23	7,5	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0007
8,0	2840061	8,0	2840061	0	0	0	0	2840061	8,25	2,77	8,0	0,0012	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0012
8,5	10730975	8,5	9829767	902208	0	0	0	10730975	8,75	3,40	8,5	0,0035	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0038
9,0	22957532	9,0	2181892	1775540	0	0	0	22957532	9,25	4,12	9,0	0,0077	0,0006	0,0000	0,0000	0,0000	0,0083
9,5	53856326	9,5	4219875	11736451	0	0	0	53856326	9,75	4,94	9,5	0,0136	0,0038	0,0000	0,0000	0,0000	0,0174
10,0	89442442	10,0	5468987	33221074	1551481	0	0	89442442	10,25	5,88	10,0	0,0185	0,0118	0,0006	0,0000	0,0000	0,0318
10,5	134385854	10,5	73066089	58373144	2946620	0	0	134385854	10,75	6,93	10,5	0,0274	0,0219	0,0011	0,0000	0,0000	0,0504
11,0	188615169	11,0	75232676	107975706	5346787	0	0	188615169	11,25	8,10	11,0	0,0305	0,0437	0,0022	0,0000	0,0000	0,0764
11,5	274837887	11,5	85064633	182044468	7701001	27785	0	274837887	11,75	9,41	11,5	0,0320	0,0686	0,0029	0,0000	0,0000	0,1035
12,0	398802306	12,0	65885508	306308613	26342028	258158	0	398802306	12,25	10,86	12,0	0,0215	0,1001	0,0086	0,0001	0,0000	0,1304
12,5	568057826	12,5	43727733	462328836	61135311	865947	0	568057826	12,75	12,46	12,5	0,0111	0,1174	0,0155	0,0002	0,0000	0,1442
13,0	559376935	13,0	19123870	411029728	127945686	1877652	0	559376935	13,25	14,22	13,0	0,0048	0,1031	0,0321	0,0005	0,0000	0,1405
13,5	375551899	13,5	7532956	208445503	155744416	3788357	40666	375551899	13,75	16,15	13,5	0,0024	0,0668	0,0499	0,0012	0,0000	0,1204
14,0	207166347	14,0	791055	80099931	111012276	14788114	474972	207166347	14,25	18,26	14,0	0,0003	0,0286	0,0396	0,0053	0,0002	0,0739
14,5	122899034	14,5	161950	38455796	66476884	15975558	1828846	122899034	14,75	20,55	14,5	0,0001	0,0149	0,0257	0,0062	0,0007	0,0476
15,0	59743815	15,0	0	9049690	39450949	8331927	291249	59743815	15,25	23,03	15,0	0,0000	0,0040	0,0175	0,0037	0,0013	0,0266
15,5	220893538	15,5	0	307955	16389371	3305984	1470229	220893538	15,75	25,72	15,5	0,0000	0,0006	0,0102	0,0021	0,0009	0,0137
16,0	10734680	16,0	0	0	6853139	3453753	627707	10734680	16,25	28,63	16,0	0,0000	0,0000	0,0034	0,0016	0,0003	0,0055
16,5	7258932	16,5	0	0	3882280	3043492	323160	7258932	16,75	31,76	16,5	0,0000	0,0000	0,0012	0,0009	0,0001	0,0021
17,0	3321202	17,0	0	0	965982	2195729	159492	3321202	17,25	35,12	17,0	0,0000	0,0000	0,0002	0,0004	0,0000	0,0006
17,5	1828732	17,5	0	0	0	1514435	314298	1828732	17,75	38,72	17,5	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0000	0,0001
18,0	374329	18,0	0	0	0	0	374329	374329	18,25	42,57	18,0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
18,5	0	18,5	0	0	0	0	0	0	18,75	46,69	18,5	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
TOT	318413368,74		50423711,39	1912653643,72	633564209,45	59424888,86	8524947,57	318464861,00			IALK Pj	0,1771	0,5863	0,2107	0,0224	0,0036	1,0000
New Page (Pj)			0,1617	0,6133	0,2032	0,0191	0,0027	1,0000			Convergence Criteria	2%	-3%	1%	0%	0%	2%
SOP	40.411.937		4.252.053	24.038.373	10.599.044	1.308.148	213.718	40.411.937			Comparison with Original estimate	-45%	26%	17%	-38%	#RIF!	
mL	12,74		11,24	12,69	13,81	14,96	15,56	12,74									
Sd	1,31		1,18	0,97	0,97	1,06	0,96	1,32									
mW	12,96		8,43	12,57	16,73	22,01	25,07	12,96									
Sd	4,45		2,91	3,16	4,06	5,65	5,80	4,45									

Fig. 2.4.1 - Immagine del foglio di calcolo per la IALK

Entrambi i metodi consentono di stimare, quindi, i numeri di individui catturati per anno, suddivisi per taglie ed età. Nel capitolo dei risultati saranno presentati e confrontati gli esiti dei due processi.



## 2.5 MORTALITÀ NATURALE

La mortalità naturale è uno dei parametri più influenti nello “stock assessment” e nella gestione delle risorse ittiche in quanto influenza la produttività dello stock, il tasso ottimale di sfruttamento e i “reference points”; è tuttavia anche una delle quantità più incerte da stimare.

La mortalità totale  $Z$  comprende la mortalità per pesca  $F$ , cioè quella causata dall’attività di pesca praticata dall’uomo, e la mortalità naturale  $M$ , cioè quella che comprende tutte le altre cause (quali, ad esempio, le malattie e la predazione):

$$Z = F + M$$

Conoscendo la mortalità totale e assumendo che questa rimanga costante nella vita della coorte considerata, dove per coorte si intendono tutti gli individui che hanno la stessa età al tempo  $t$  (Beverton & Holt, 1957), possiamo calcolare il numero di individui sopravvissuti  $N(t)$  al tempo  $t$ :

$$N(t) = N(Tr) \cdot \exp[-Z \cdot (t - Tr)]$$

dove  $N(Tr)$  è il numero di reclute che entra a far parte dello stock e  $Tr$  è l’età di primo reclutamento, cioè l’età minima alla quale è stato stabilito che il pesce può essere pescato (Beverton & Holt, 1957). Questa equazione è definita “modello di decadimento esponenziale” e, insieme all’equazione di cattura, rappresentano le basi della teoria degli stock sfruttati (Baranov, 1918; Thompson & Bell, 1934; Fry, 1949; Beverton & Holt, 1957).

Tradizionalmente sono stati sviluppati diversi metodi per la stima della mortalità naturale, alcuni basati su osservazioni sperimentali (marcatura-ricattura, dati di “catch at age”, ...), altri costruiti intorno alla “life history” delle specie considerate. Spesso inoltre si assume che la mortalità rimanga invariata sia in funzione del tempo, che in funzione dell’età e del sesso. Questa assunzione però è spesso incorretta: pesci più giovani sono sottoposti a una mortalità naturale maggiore, in quanto sono prede più facili per i numerosi predatori. Da qui l’importanza di considerare le dimensioni corporee e i parametri di crescita della specie considerata e di avere stime di mortalità naturale che tengano conto della “life history” della specie in questione.

Ciò ha portato a sviluppare sistemi differenti per la stima di  $M$ . In questo lavoro ho applicato e confrontato due metodi: ProdBiom (Abella *et al.*, 1995) e Gislason (Gislason *et al.*, 2010).

### 2.5.1 ProdBiom

Questo sistema è stato sviluppato da Abella *et al.* (1995, 1997) e permette di calcolare la mortalità naturale per classe di età o per classe di taglia. Il programma si sviluppa su due fogli di calcolo di Excel: nel primo vengono inseriti i dati di “input” e rappresentati i risultati, nel secondo vengono visualizzate le formule.

I dati di “input” sono costituiti dai parametri di crescita della specie in esame:

- $L_{\infty}$ ;
- $k$ ;
- $t_0$ ;
- i parametri  $a$  e  $b$  della relazione lunghezza – peso della specie in esame;
- l’età massima che può raggiungere la specie considerata (“maximum life span”).

In questo lavoro è stata calcolata la mortalità naturale per classi di età; i parametri di  $L_{\infty}$ ,  $k$  e  $t_0$  derivano da una curva di crescita calcolata su gli anni 2007, 2008 e 2009.

Gli altri parametri presenti nel modello sono  $M_a$  e  $B$  che rappresentano rispettivamente la mortalità naturale asintotica e la concavità della curva di  $M$ . Questi vengono modificati durante la routine per il calcolo di  $M$  in modo tale da mantenere uguale a 1 il rapporto tra la perdita di biomassa complessiva (*Overall Biomass Level* o OBL) e la produzione complessiva (*Overall Production* o OP.). Per fare questo si utilizza la routine SOLVER di Excel. Una volta che questi parametri sono stati calcolati, vengono automaticamente inseriti nell’equazione di Caddy (1991) per il calcolo di  $M$ :

$$M_t = A + B/t$$

Per ottenere i valori di  $M$  per le varie età, bisogna modificare l’equazione di Caddy come segue:

$$\bar{M} = [B/(t_2 - t_1)] \ln(t_2/t_1) + A(t_2/t_1) \quad \text{per } t > 0$$

Per ogni età considerata vengono eseguite, nel foglio dei calcoli, le seguenti operazioni:

- viene stimato il tempo di crescita per ogni taglia a partire dal tempo  $t_1$ :  $L_{t_1}$ , al tempo  $t_2$ :  $L_{t_2}$ :

$$\Delta t = (t_1 - t_2) = (1/K) \ln[(L_{\infty} - L_{t_1})/(L_{\infty} - L_{t_2})]$$

- viene calcolato il numero dei sopravvissuti per la taglia in esame:

$$N_{t_2} = N_{t_1} \cdot \exp(-M\Delta t)$$

- viene misurata la fecondità, attraverso l’equazione di lunghezza di Cesarini (1984):

$$\text{Num. uova} = 2,55 \cdot TL^{3,07}, \text{ dove TL è la Lunghezza Totale in cm.}$$



e la temperatura media  $T$  dell'area in esame. Gli effetti della temperatura sul metabolismo a riposo si possono ben rappresentare con la relazione di Arrhenius:  $\exp(-e/T)$ , dove  $e$  è una costante e  $T$  è la temperatura assoluta (Clarke & Johnston, 1999; Gillooly *et al.*, 2001). Poiché gli effetti della temperatura influenzano sia l'alimentazione che la presenza di predatori, questa relazione è stata considerata nel modello. Tuttavia è stato dimostrato che, nota  $k$ , l'influenza di  $T$  è irrilevante sul risultato della stima e, pertanto, è possibile ometterla.

Per arrivare a questa equazione, Gislason, insieme alla sua equipe, ha esaminato 367 pubblicazioni contenenti stime di mortalità per specie ittiche sia di acqua dolce che di acqua salata; di queste sono state selezionate circa 168 stime contenute in 70 pubblicazioni. Tale selezione è stata fatta in base ad alcuni criteri tra cui l'empiricità del dato presentato, l'originalità dello stesso e il numero di campioni utilizzati; inoltre, i lavori in cui la mortalità naturale utilizzata era stata derivata da altri studi o stimata con metodi di dinamica di popolazione non sono stati considerati. Valori presi da stime di catture per età e o lunghezza sono stati considerati solo se derivanti da stock non sfruttati, o leggermente sfruttati, e eseguiti in un tempo ritenuto idoneo a rendere attendibile il tasso di mortalità stimato.

Come nel caso di ProdBiom, i parametri di von Bertalanffy utilizzati sono stati calcolati sugli ultimi tre anni di campionamento (2007, 2008 e 2009). Le costanti  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  utilizzate, provengono da differenti elaborazioni basate su diversi modelli di regressione lineare applicati da Gislason e collaboratori.

parametri	Set1	Set 2
a	0,55	0,66
b	-1,61	-1,69
c	1,44	1,44
d	0,9	0,89

**Tab 2.5.2.1** - Valori delle costanti  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  stimate a partire da due differenti modelli di regressione lineare (Gislason *et al.*, 2010 e 2008)

## 2.6 LO SFORZO DI PESCA

Lo sforzo di pesca è un dato fondamentale nella valutazione degli stock ittici. Questo dato può essere messo in relazione con la mortalità causata dalla flotta in uno stock di dimensioni e distribuzione ben precise.

Il procedimento per calcolare lo sforzo di pesca prende in considerazione il numero di imbarcazioni, i giorni di pesca di ogni barca e la capacità di pesca potenziale di ogni peschereccio considerato, la quale è ad esempio influenzata dalla tipologia di attrezzo o potenza motore (Cingolani *et al.*, 1993; 1996; 1998).

E' possibile mettere in relazione la cattura in un determinato intervallo di tempo con l'abbondanza, utilizzando l'equazione di Baranov:

$$C(t_1, t_2) = \frac{F}{Z} \cdot [N(t_1) - N(t_2)]$$

Nell'equazione, C rappresenta le catture totali effettuate nell'intervallo di tempo  $t_1, t_2$ .

Il rapporto  $F/Z$  (ricordando che F è la mortalità per pesca e Z la mortalità totale) prende il nome di tasso di sfruttamento o "exploitation rate" (E), mentre il secondo fattore dell'equazione rappresenta la differenza tra la popolazione presente al tempo  $t_1$  e quella rimasta al tempo  $t_2$  (Baranov, 1918).

L'equazione di cattura è una delle espressioni matematiche più importanti nella biologia della pesca. In alcuni casi, è opportuno riarrangiare l'equazione come segue:

$$N(t_2) = N(t_1) \cdot \exp[-Z \cdot (t_2 - t_1)]$$

In questo modo si determina il numero degli individui sopravvissuti al tempo  $t_2$ ,  $N(t_2)$ , cioè a fine dell'attività di pesca. Inserendo questa equazione nell'equazione di cattura, quest'ultima si trasforma come segue:

$$C(t_1, t_2) = N(t_1) \cdot \frac{F}{Z} \cdot [1 - \exp(-Z \cdot (t_2 - t_1))] ]$$

Quest'ultima espressione è quella più utilizzata. Esiste, anche, una formulazione ancor più semplice:

$$C(t_1, t_2) = (t_2 - t_1) \cdot F \cdot \bar{N}(t_2 - t_1)$$

dove  $\bar{N}(t_2 - t_1)$  corrisponde al numero medio di sopravvissuti nell'arco di tempo considerato. In questo modo l'interpretazione dell'equazione è ancora più semplificata, in quanto il numero di esemplari catturati nel periodo intercorso tra  $t_1$  e  $t_2$  dipende da:

- la lunghezza dell'arco di tempo;
- il tasso di mortalità per pesca;
- la media dei pesci presenti in mare.

Quando il periodo di tempo considerato è molto breve, per esempio quando vogliamo conoscere la mortalità da pesca di una sola cala, possiamo utilizzare l'equazione di Baranov, così rappresentata:

$$C(t, t + \Delta t) = \Delta t \cdot F \cdot N(t)$$

Dopo aver determinato l'entità delle catture, è possibile concentrarsi sul rapporto tra cattura e rispettivo tasso di sfruttamento  $C/E$ , ossia la (*Catch Per Unit of Effort*): è una quantità che può essere assunta proporzionale al numero di pesci in mare,  $N$ .  $E$  può essere calcolata come segue:

$$CPUE(t_1, t_2) = q \cdot N(t_1, t_2)$$

Il termine  $CPUE(t_1, t_2)$  indica le catture all'interno di una coorte nell'arco di tempo da  $t_1$  a  $t_2$  secondo lo sforzo di pesca applicato in questo periodo.  $q$  è un parametro definito coefficiente di catturabilità ("catchability coefficient"), cioè un valore che indica l'abilità dell'imbarcazione a catturare i pesci. Quindi, più la rete utilizzata per le operazioni di pesca è funzionale, più il valore di  $q$  è alto. Infine, il termine  $N(t_1, t_2)$  è la media dei numeri di sopravvissuti durante il periodo intercorso tra  $t_1$  e  $t_2$ .

Oltre alle catture per unità di sforzo è importante conoscere il tasso di mortalità per pesca,  $F$ :

$$F = q \cdot E$$

dove  $E$  rappresenta il tasso di sfruttamento. Si può, quindi, notare che il tasso di mortalità per pesca è proporzionale allo sforzo.

I dati di cattura utilizzati in questo lavoro per il calcolo della Catch Per Unit of Effort (CPUE, cioè le catture per unità di sforzo) sono quelli della marineria di Porto Garibaldi; questa vanta una lunga serie temporale di dati, dal 1975 ad oggi. Oltretutto a Porto Garibaldi si è sempre pescato senza l'imposizione di quote, come avviene, invece, ad Ancona dove le volanti pescano circa 400 casse a coppia per non far scendere i prezzi di mercato. Infine, la flottiglia scelta ha sempre pescato quantitativi elevati. Il contributo di Porto Garibaldi alle catture totali dalla metà degli anni settanta ad oggi, infatti, è stato mediamente elevato, con un valore intorno al 20% per entrambe le specie. Nel caso delle sardine, tale valore è però sceso sotto il 10% negli ultimi anni.

Poiché la CPUE è un indice di abbondanza relativa dello stock, è utile inserire il dato nei metodi che descrivono la dinamica di popolazione. Per far ciò bisogna standardizzare lo

sforzo di pesca ossia, nel nostro caso, i giorni di pesca grezzi. Lo sforzo di pesca viene calcolato utilizzando i giorni di attività e il valore del “fishing power” per coppia di imbarcazioni. Il “fishing power” indica la capacità di pesca della coppia considerata rispetto alla coppia presa come riferimento. Quindi, per ogni unità<sub>h</sub>, sono stati raccolti i giorni di pesca del Mese<sub>j</sub> dell’Anno<sub>i</sub> e sono stati moltiplicati per il corrispondente valore del “fishing power”. Dal momento che quest’ultimo misura quanto la capacità di pesca di un’unità è maggiore o minore della capacità di pesca di un’unità presa come riferimento (la quale ha fishing power = 1), viene standardizzato il giorno di pesca di ogni unità e conseguentemente, lo sforzo di pesca che deriva dalla somma di questi ultimi. I valori del “fishing power” sono stati stimati con la metodologia statistica denominata Generalized Linear Model (GLM), come suggerito da Hilborn & Walters (1992). Il modello impiegato allo scopo è il seguente:

$$\ln \text{ tasso di cattura }_{ijh} = \text{Anno }_i + \text{Mese }_j + \text{Unità da pesca }_h + \text{intercetta}$$

Il tasso di cattura è la media dei chilogrammi catturati in un giorno di pesca nel mese<sub>j</sub> dell’anno<sub>i</sub> dalla coppia di imbarcazioni<sub>h</sub>, in questo delle volanti di Porto Garibaldi . Il logaritmo naturale è dovuto alla necessità di trasformare la seguente equazione di base, dalla quale deriva la precedente:

$$\text{Tasso di cattura} = \text{abbondanza} \cdot \text{efficienza di pesca}$$

Le variabili anno<sub>i</sub> e mese<sub>j</sub> sono pensate per essere relazionate all’abbondanza mentre la coppia di unità da pesca<sub>h</sub> all’efficienza di pesca.

Il “fishing power” di ogni unità da pesca è il valore esponenziale (poiché sono stati considerati i logaritmi dei tassi di cattura) del coefficiente di regressione prodotto dall’analisi mediante il GLM.

Dividendo le catture per specie di Porto Garibaldi per lo sforzo di pesca standardizzato sono state ottenute le CPUE (Catch Per Unit of Effort, cattura per unità di sforzo di pesca) per le alici e per le sardine.

## 2.7 VIRTUAL POPULATION ANALYSIS

La *Virtual Population Analysis* (VPA) è un metodo basato sulla dinamica di popolazione che permette di ricostruire la storia delle singole coorti nel tempo.

La VPA richiede dati di cattura strutturati in classi di età e una stima della mortalità naturale,  $M$ ; a partire da queste informazioni, ricostruisce all'indietro il numero di individui, appartenenti ad una determinata coorte, che sono sopravvissuti anno dopo anno e il numero di reclute presenti in mare (Sparre & Venema, 1998; Hilborn & Walters, 1992).

La VPA stima l'abbondanza per classi di età della popolazione nell'anno più recente a partire dai dati di cattura e dalla stima di un  $F$  terminale, cioè una mortalità per pesca per l'ultimo anno e l'età più vecchia. Da qui, tramite un calcolo retroattivo, vengono stimate le abbondanze per gli anni precedenti e quindi i nuovi valori di  $F$  per tutto il periodo di tempo.

Sparre & Venema (1998) descrivono la serie di calcoli, per ogni età o lunghezza considerata, necessari per raggiungere questo scopo:

1. bisogna calcolare il numero di individui:

$$N(L_1) = [N(L_2) \cdot H(L_1, L_2) + C(L_1, L_2)] \cdot H(L_1, L_2)$$

dove  $N(L_1)$  e  $N(L_2)$  corrispondono al numero di pesci che hanno rispettivamente lunghezza  $L_1$  o  $L_2$  e età 1 o età 2,  $H(L_1, L_2)$  è la frazione di pesci che sopravvivono all'età 1 e raggiungono l'età 2, entra quindi in gioco la mortalità naturale; e  $C(L_1, L_2)$  rappresenta il numero di pesci catturati che hanno lunghezza compresa tra  $L_1$  e  $L_2$  o età compresa tra 1 e 2;

2. è necessario quantificare le catture per ogni anno, partendo dall'ultimo:

$$C(L_1, L_2) = N(L_1) \cdot \frac{F}{Z} \cdot [1 - \exp(-Z \cdot \Delta t)]$$

3. per stimare la mortalità per pesca,  $F$ , si usa la seguente espressione:

$$F(L_1, L_2) = M \cdot \frac{F(L_1, L_2) / Z(L_1, L_2)}{1 - [F(L_1, L_2) / Z(L_1, L_2)]}$$

4. è necessario determinare il tasso di sfruttamento,  $E$ :

$$E = F(L_1, L_2) / Z(L_1, L_2) = \frac{C(L_1, L_2)}{N(L_1) - N(L_2)}$$

Il programma che ho utilizzato per eseguire la Virtual Population Analysis è il *MAFF-VPA* (o *Lowestoft Suite*) sviluppato da Darby & Flatman (1994).



E' possibile migliorare i risultati utilizzando indici di "tuning": con questo termine si intendono o CPUE commerciali o dati indipendenti dalla pesca, e cioè dati di abbondanza stimata tramite "surveys" in mare. Come dati di "input" il programma richiede, tra gli altri, anche il peso medio per età dello stock considerato e le proporzioni di individui che hanno raggiunto la maturità sessuale per ciascuna classe di età, per quantificare la biomassa in mare di tutto lo stock e di quello dei riproduttori.

Dopo aver creato i file di "input", è necessario costruire un file indice che elenca tutti i file che il programma deve caricare in un ordine prestabilito. La prima riga corrisponde al nome del file, e non deve superare gli 80 caratteri, la seconda è identificativa del sesso, espresso sempre con il numero 1. Seguono i percorsi di tutti gli altri file, in ordine:

- Quantitativi di sbarco in tonnellate
- Catture suddivise per età
- "Catcht weighth-at-age", cioè il peso medio di un pesce per ogni età all'interno della cattura
- Stock-weight-at-age, cioè il peso medio di un pesce per ogni età all'interno dello stock
- Mortalità naturale
- Le proporzioni degli individui maturi per ogni età
- Le proporzioni di F prima della riproduzione
- Le proporzioni di M prima della riproduzione
- F per l'età più vecchia e per tutti gli anni (file opzionale)
- F per età nell'ultimo anno (file opzionale)
- "Fleet tuning data" (file opzionale, ma usato in questa analisi di popolazione.).

Questo file viene utilizzato quando non si definiscono gli F nei due file precedenti.

I file indispensabili perché il programma possa lavorare sono quelli indicanti l'entità delle catture e i tassi di mortalità naturale ed, eventualmente, quelli indicanti gli F terminali. Il "fleet tuning" file è richiesto solo per eseguire l'*ad hoc tuning VPA* e l'*Extended Survivors Analysis (XSA)*, un altro tipo di VPA). Tutti gli altri file sono utilizzati per il calcolo della biomassa dello stock e della biomassa dei riproduttori.

Definito il file indice, si può avviare il software.

La prima operazione è quella di indicare il percorso del file indice. Da questo punto in poi verrà richiesto di fissare alcuni parametri e di scegliere tra varie opzioni suggerite dal programma stesso. Innanzitutto bisogna inserire il "range" di anni sul quale deve lavorare. Va poi chiarito la presenza o meno di un "plus group", cioè quando l'ultima età raggruppa

anche le età superiori che si presentano con poca frequenza e per le quali non vale la pena di creare un gruppo a parte. In questo lavoro, sia per le alici che per le sardine, è presente il “plus group”, che corrisponde all’età 4+ per la prima specie e 6+ per la seconda.

Il programma prevede varie tipologie di VPA, quella da noi scelta è l’opzione Ad hoc VPA tuning, in particolare il “tuning” di Laurec-Shepherd. Questo tipo di “tuning” richiede che sia rispettata la condizione di una catturabilità,  $q$ , costante nel tempo per ogni serie di indici di abbondanza impiegati nel calcolo della VPA. Infatti, per ogni età, la catturabilità dell’anno più recente viene calcolata come media dei valori di  $q$  calcolati nell’intervallo di “tuning” considerato, che non è necessariamente uguale all’intero intervallo di tempo esaminato (Laurec & Shepherd, 1983; Pope & Shepherd, 1985; Cotter *et al.*, 2004). Se non è utilizzata nessuna procedura di “tuning”, i valori dei tassi di mortalità per pesca,  $F$ , negli anni più recenti di tutte le età e nelle età più vecchie di ogni anno, devono essere forniti come dati di “input”. Questi  $F$ s sono nominati  $F$  terminali.

Inoltre, la Laurec-Shepherd tuned VPA assume anche un pattern di sfruttamento costante per l’età più vecchia degli anni interessati dalla VPA. L’ $F$  dell’età più vecchia in uno specifico anno può essere derivata dalla media dei tassi di mortalità per pesca di  $n$  età più giovani dello stesso anno. E’ necessario, quindi, fornire  $n$  e anche un valore del parametro  $k$ , che moltiplica la summenzionata media di  $F$ . Se il pattern di sfruttamento dell’età più vecchia si evolve con il tempo, i valori inseriti per  $k$  e  $n$  devono possibilmente rappresentare un compromesso tra pattern di sfruttamento recente e storico. In questo lavoro  $n$ , sia per le alici che per le sardine, è stata fissata a 2. E’ inoltre necessario definire un valore  $k$ , cioè il fattore per cui moltiplicare  $n$  per ottenere l’ $F$  terminale. Nel nostro caso,  $k$  è pari a 1,3 per le sardine e 1,6 per le alici, valori dimostratisi i migliori in seguito a numerose prove realizzate.

Sia per le alici che per le sardine sono state esaminate differenti “corse” sperimentando differenti valori di mortalità naturale.

## 2.8 INTEGRATED CATCH-AT-AGE ANALYSIS

L'*Integrated Catch-at-Age Analysis* (ICA - Patterson, 1999) è un modello semplificato derivato da quello di Fourier-Archibald del 1982: entrambi sono modelli statistici fondati sulla ricostruzione degli stock a partire da dati di cattura per età.

L'ICA è stata ideata per specie pelagiche presenti nelle acque europee, come aringhe e sgombri; ma sono in corso modifiche e adattamenti per pesci demersali e molluschi. Essendo un sistema relativamente nuovo, è ancora in via di sviluppo e perciò non immune da errori (Needle, 2000).

L' Integrated Catch-at-Age Analysis presenta alcuni vantaggi rispetto alla VPA.

Innanzitutto, nell'ICA, gli ultimi X anni (per un massimo di 15) della matrice di catture per età sono "fittati" attraverso un modello di separabilità: secondo questo approccio la mortalità per pesca F è ripartita in un "effetto anno f(y)" (es: cambiamenti nello sforzo di pesca) e un "effetto età s(a)" (es: età diverse sono soggette alla pesca in modo diverso). Questo permette di scrivere:

$$F = s(a) f(y)$$

riducendo notevolmente il numero di parametri da stimare. L'assunzione di separabilità implica che la selettività, nel periodo di tempo considerato, si sia mantenuta costante (Needle, 2000).

Per gli anni compresi nel periodo di separabilità, l'ICA presenta un altro vantaggio rispetto alla VPA: i parametri sono stimati attraverso il metodo dei minimi quadrati tra catture osservate e catture attese cioè l'assunzione, presente nella VPA, che le catture siano stimate senza errore. Questo viene eseguito anche per gli indici di tuning.

L'ICA fornisce una stima più attendibile delle coorti più recenti (cioè più giovani) che ancora sono soggette alla pesca e non sono quindi presenti nelle catture.

Teoricamente, infine, il modello permette di calcolare empiricamente M, anche se le stime sono ancora poco attendibili.

La VPA convenzionale, che opera sugli anni che non rientrano nel periodo in cui si assume la separabilità, opera in modo retrogrado partendo dal primo anno del periodo di separabilità: la popolazione di ogni età nel primo anno del modello separabile è impostata per essere uguale alla popolazione dell'ultimo anno della VPA. La F terminale richiesta per guidare la VPA, vale per l'età più vecchia e l'ultimo anno inserito nell'analisi ed è derivata dalle Fs delle età più recenti.

Il software di Patterson & Melvin (1996) per l'ICA presenta alcune analogie con quello di Lowestoft e, ad esempio, i file di "input" necessari sono molto simili.

Anche per l'ICA i file devono rispettare alcuni vincoli e non differire gli uni dagli altri nella formulazione; qualsiasi imprecisione o difformità comporta l'arresto del programma.

Tutti i file necessari devono essere racchiusi in un'unica cartella comprendente, come per il programma precedente, un file indice contenente tutti i nomi dei file che il programma dovrà leggere.

Una volta inserito il file di indice corretto, all'utente verranno chiesti eventuali file per il "tuning" e per il calcolo della "Spawning Stock Biomass".

Se i file sono corretti, il programma richiede di definire alcuni valori per procedere con la "corsa". Poiché l'ICA si basa su un intervallo di separabilità, viene richiesto di stabilire il numero di anni di questo periodo. Bisogna ricordare che sono ammessi massimo 15 anni e non meno di 3; al di sotto dei 3 anni di separabilità, i dati sono insufficienti per stimare i tassi di mortalità per pesca, mentre troppi anni possono comportare un numero eccessivo di valori per la minimizzazione; il numero massimo di anni consigliato è 10.

Successivamente viene richiesto di inserire l'età di primo reclutamento nello stock pescabile. In questo lavoro, sulla base della biologia delle specie in esame, si è scelta l'età 1 per le alici e l'età 2 per le sardine.

Viene poi richiesto il pattern da utilizzare, se costante o meno. Generalmente, si preferisce un pattern costante. Se si ritiene che il pattern costante non sia valido per tutti gli anni, bisogna allora indicare l'ultimo anno fino al quale si ritiene che ci sia una selezione costante.

La selettività per l'ultima età è stata fissata a 1,7, a indicare che lo stock è molto sfruttato: tutte le altre classi di età verranno calcolate su questo valore.

E' poi richiesto il peso da assegnare ad ogni classe di età e ad ogni anno, cioè quanto quell'età o quell'anno influenza la valutazione rispetto agli altri. Per le "corse" qui presentate si è scelto di inserire valori diversi a seconda dell'età, in quanto ogni classe è rappresentata in modo diverso nelle catture: nello specifico è stato assegnato il valore di 0,5 alla classe 0, di 1 a tutte le altre classi escludendo l'ultima che torna ad avere valore di 0,5. Per gli anni abbiamo previsto la stessa influenza.

Dopo aver inserito le informazioni per calcolare il pattern di sfruttamento, il programma necessita di ulteriori informazioni sui dati di cattura. Va definita l'eventuale presenza di un "plus group" nell'ultima età. Per quanto riguarda le specie in esame, i "plus group" sono previsti, come già detto prima.

Va ora scelto il modello di “catchability”, cioè la relazione tra la dimensione dello stock e l’indice di abbondanza, tra tre diverse tipologie:

1. A, “absolute relationship”, utilizzata quando i “survey” acustici sono rappresentati come stime assolute della dimensione dello stock. Questo opzione va selezionata solo se l’abbondanza dello stock è espressa in tonnellate per l’area esaminata.
2. L, “linear relationship”, impiegato quando i “survey” acustici sono espressi come indici di abbondanza proporzionati. Secondo Needle (2000), una relazione di questo tipo dovrebbe essere utilizzata per la prima “corsa” di tutte le valutazioni e poi, tramite l’osservazione dei diagnostici, decidere se utilizzare un altro modello.
3. P, “power relationship”, utile nel caso di “survey” larvali, dove si assume che la produzione larvale possa essere una funzione rafforzante della biomassa riproduttrice, oppure nel caso di “survey” di pesca, dove si pensa che i tassi di cattura possano essere una funzione rafforzante per lo stock a causa degli effetti della concentrazione.

Per quanto riguarda il sistema di efficienza di cattura scelto per questo lavoro, è stato selezionato il modello lineare, in quanto i “survey” acustici sono stati utilizzati come indici di abbondanza proporzionati, come previsto per questa opzione.

Successivamente, è necessario indicare un “range” di possibili valori di mortalità per pesca per il periodo di separabilità: è stato scelto l’intervallo 0,05 e 1, come suggerito in Needle (2000).

Una volta che tutte le informazioni necessarie per gli anni separabili sono state inserite, all’utente viene chiesto quale tipo di ponderazione utilizzerà per i “survey” a disposizione. Le opzioni sono: “manual” o “iterative”. Per questo lavoro è stata scelta la prima opzione, quella “manual”. Questo parametro serve a dare un’idea della bontà del dato di “echosurvey”: il valore scelto, e consigliato di default dal programma, è 1. Questo idealmente rappresenta la stima migliore del rapporto tra la varianza dei logaritmi delle catture per età osservate e la varianza dei logaritmi dei valori di “survey” per età.

Se viene scelta la seconda opzione. Quella “iterative”, bisognerà specificare un limite massimo al peso attribuibile ad ogni “survey” e un massimo di iterazioni.

Dopo un’ultima finestra di dialogo in cui viene richiesto il tipo di “output” che si desidera visualizzare, il programma procede con la “corsa”.

Al termine del processo, il programma ICA crea dei file, leggibili in formato testo e pdf, nei quali sono contenuti un riassunto di tutto le operazioni fatte, i dati di “input” inseriti, i dati di “output” ottenuti. Per gli ultimi due è possibile avere anche dei grafici esplicativi.

Ho utilizzato questo programma sia per le alici, sia per le sardine; per entrambe le specie ho analizzato le valutazioni dello stock considerando diversi intervalli di separabilità. I risultati sono visualizzati e confrontati nel paragrafo apposito.

### 3. RISULTATI

#### *PREMESSA*

Di seguito sono mostrati i risultati delle varie parti necessari ad eseguire lo “stock assessment”. Con questa premessa specifico le parti di cui mi sono occupata.

Per quanto riguarda il campionamento, mi sono esercitata sui campioni del 2010, per i quali ho partecipato alla realizzazione dei sub campioni, le misure di lunghezza e peso e l'estrazione degli otoliti. I dati necessari ai metodi di dinamica di popolazione del CNR-ISMAR di Ancona (Istituto di Scienze Marine) per tutta la serie storica esaminata mi sono stati, però, forniti dal reparto di dinamica di popolazione.

I dati di “tuning” utilizzati sono stati forniti dall'unità di acustica del CNR-ISMAR (Istituto di Scienze Marine) di Ancona.

Mi sono occupata della determinazione dei parametri di crescita delle specie in esame necessari per utilizzare i programmi per definire i tassi di mortalità naturale. Quest'ultimo dato è stato inserito sia nelle “corse” di VPA, sia nelle “corse” di ICA.

Le chiavi di età-lunghezza necessarie per i metodi di “stock assessment” mi sono state fornite dal dipartimento di dinamica. Ho sperimentato, comunque, la loro realizzazione per gli anni 1998-2008 per quanto riguarda la ALK di alici e sardine; mentre per gli anni 1975-2008 per quanto riguarda la IALK delle sardine e 1976-2008 per quanto riguarda le alici.

Per quanto riguarda lo sforzo di pesca dell'intera serie storica è stato utilizzato quello preparato dal reparto di dinamica di popolazione per gli innumerevoli “stock assessment” da loro effettuati.

Infine, per quanto riguarda i modelli di dinamica di popolazione, VPA e ICA, ho eseguito tutte le “corse” per entrambe le specie, usando i dati di input ottenuti come spiegato sopra.

### 3.1 CURVA DI CRESCITA

Di seguito sono mostrati i grafici che riportano la lunghezza in funzione della classe di età nei campioni del 2009 di *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*: le curve di crescita sono state ottenute sul totale degli individui di cui si è stimata l'età tramite la lettura degli otoliti per maschi e femmine insieme, e per i due sessi separatamente.

Le curve di crescita prodotte dall'analisi dati mostrano tutte un limite. Poiché i campionamenti oggetto di questo studio provengono da pesche commerciali, troviamo un'assenza di pesci di piccola taglia. Questo è determinato dall'obbligo per i pescatori di utilizzare reti con maglie che possano lasciare liberi gli individui di taglia minore, importanti per salvaguardare lo stock ittico in mare. Le taglie minime per alici e sardine sono di 9 cm per le prime e 11 cm per le seconde. Nonostante ciò, la lettura degli otoliti mostra individui di età zero. Il "fitting" dei dati rilevati, sia nella regressione lineare, che nella von Bertalanffy, ha mostrato valori di  $k$  e  $t_0$  poco realistici; si sono ottenuti valori di  $t_0$  troppo bassi e/o valori di  $k$  troppo alti. Poiché l'età zero comprende tutti gli individui che non hanno raggiunto l'età 1, si è ragionevolmente pensato di suddividere l'età zero in frazioni di anno. E' stata utilizzata la regressione lineare e la von Bertalanffy modificando l'età zero in 0,5, corrispondente a sei mesi, e 0,75, corrispondente a nove mesi; si sono ottenute, così, curve più realistiche.

Di seguito si mostrano i risultati delle analisi per *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*.

#### 3.1.1 *Engraulis encrasicolus*

**Tab. 3.1.1.1 - *Engraulis encrasicolus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) di individui di entrambi i sessi.**

Parametro	Stima	Errore standard	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	14.224	.086	14.056	14.393
k	2.001	.177	1.653	2.348
t0	-.009	.068	-.142	.125



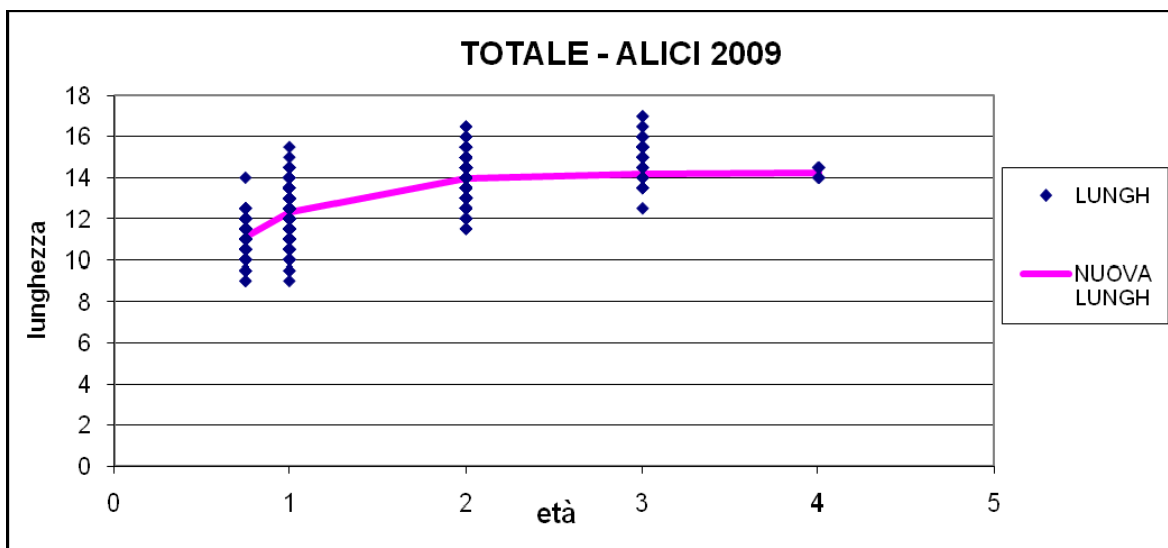


Fig. 3.1.1.1 - *Engraulis encrasicolus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) di individui di entrambi i sessi.

$L_{\infty}$  si abbassa da 17,89 cm, misura ottenuta dal rapporto  $L_{\infty} = L_{max}/0,95$  (Pauly, 1984) (dove  $L_{max}$  corrisponde alla lunghezza massima rilevata nei campioni del 2009), a 14,22 cm, lunghezza calcolata dal software SPSS. Il coefficiente di crescita,  $k$ , è pari a 2 e il  $t_0$  è uguale -0,09.

Tab. 3.1.1.2 - *Engraulis encrasicolus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) di individui maschi.

Parametro	Stima	Errore standard	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	13.788	.123	13.547	14.029
k	2.271	.309	1.663	2.879
t0	.029	.100	-.168	.226

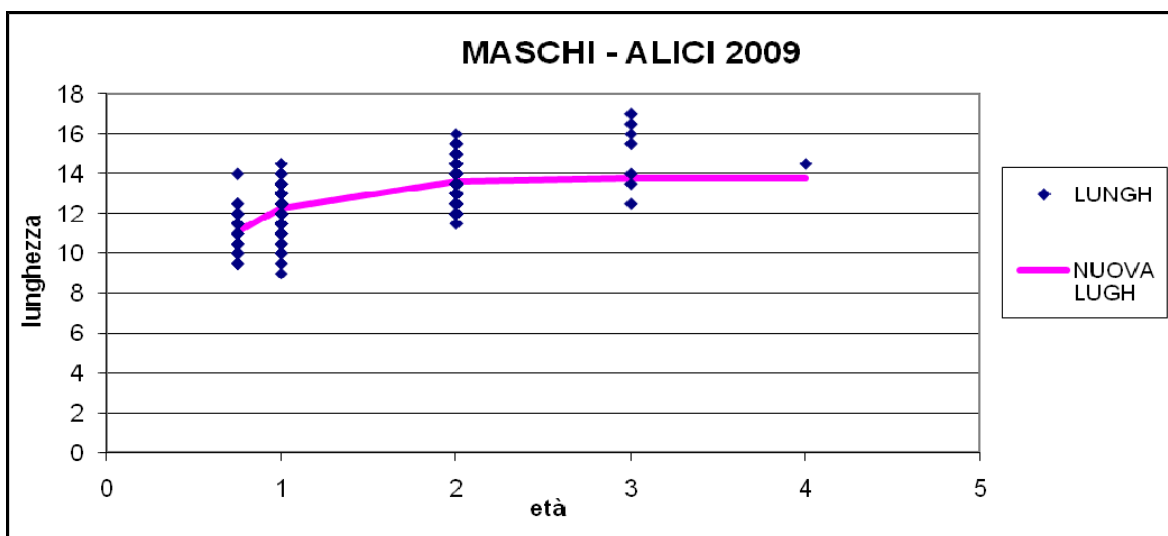
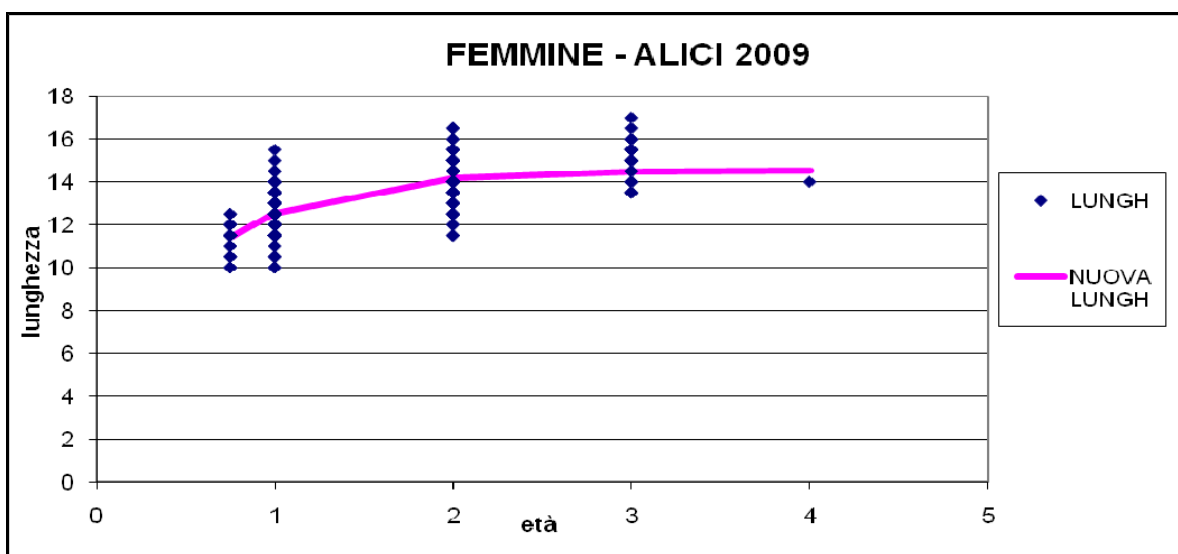


Fig. 3.1.1.2 - *Engraulis encrasicolus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in individui maschi.

La curva di crescita per gli individui maschi ha un andamento simile alla precedente, cambia il coefficiente di crescita,  $k$ , che aumenta a 2,27,  $L_{\infty}$  si abbassa a 13,79 cm e il  $t_0$  aumenta a -0,029

**Tab. 3.1.1.3 - *Engraulis encrasicolus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) di individui femmine.**

Parametro	Stima	Errore Standard	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	14.530	.139	14.257	14.803
k	1.731	.266	1.208	2.254
t0	-.143	.139	-.416	.130



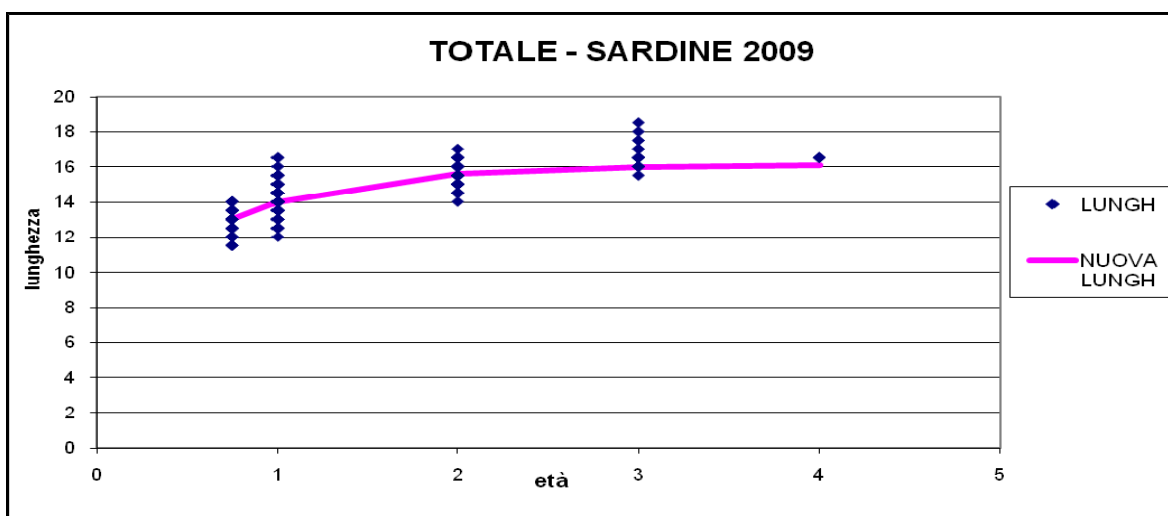
**Fig. 3.1.1.3 - *Engraulis encrasicolus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in individui femmine.**

Anche per gli individui femminili la curva ha un trend simile alle precedenti. Il coefficiente di crescita si abbassa a 1,73;  $L_{\infty}$  raggiunge i 14,53 cm e  $t_0$  aumenta a - 0.14. Tutte e tre le analisi operate su *Engraulis encrasicolus* hanno come età iniziale 0,75, poiché rappresenta l'andamento più ragionevole per i campioni osservati.

### 3.1.2 *Sardina pilchardus*

**Tab. 3.1.2.1** – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in di individui femmine.

Parametro	Stima	Errore Standard	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	16.122	.129	15.869	16.374
k	1.490	.177	1.143	1.837
t0	-.359	.120	-.595	-.122



**Fig. 3.1.2.1** – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in individui femmine.

L' $L_{\infty}$  prodotto dalla regressione non lineare è di 16,12 cm, ovviamente maggiore per questa specie rispetto all'alice, e minore rispetto ai dati registrati nel campionamento del 2009 (18,42 cm). Il coefficiente di crescita,  $k$ , è di 1,49; il  $t_0$  di  $-0,36$ .

Al contrario delle alici, dove è stata presa in considerazione sempre un'età zero pari a 0,75, nelle sardine abbiamo usato questo valore per il campione completo e per le femmine, mentre per i maschi abbiamo considerato sia l'età 0,5 che l'età 0,75 perché presentavano entrambe una distribuzione abbastanza realistica.

**Tab. 3.1.2.2** – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in di individui maschi di età 0,5.

Parametro	Stima	Errore standard	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	17.286	.554	16.195	18.376
k	.542	.112	.322	.763
t0	-2.014	.370	-2.743	-1.286

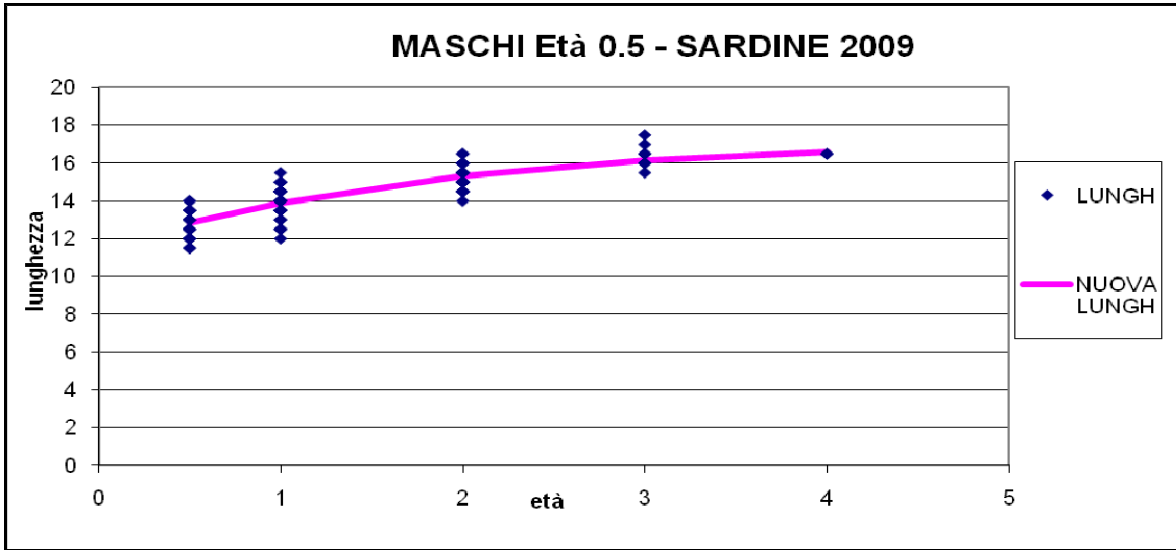


Fig. 3.1.2.2 – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in individui maschi di età 0,5.

Tab. 3.1.2.3 – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) di individui maschi di età 0,75.

Parametro	Stima	Limite	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	15.951	.175	15.606	16.296
k	1.457	.223	1.019	1.896
t0	-.390	.157	-.700	-.081

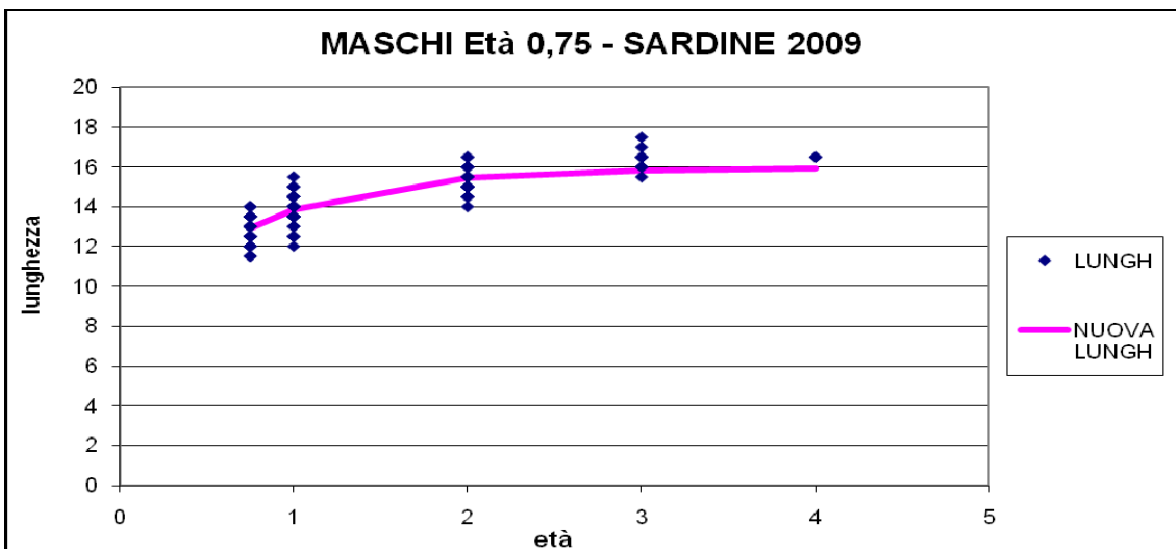
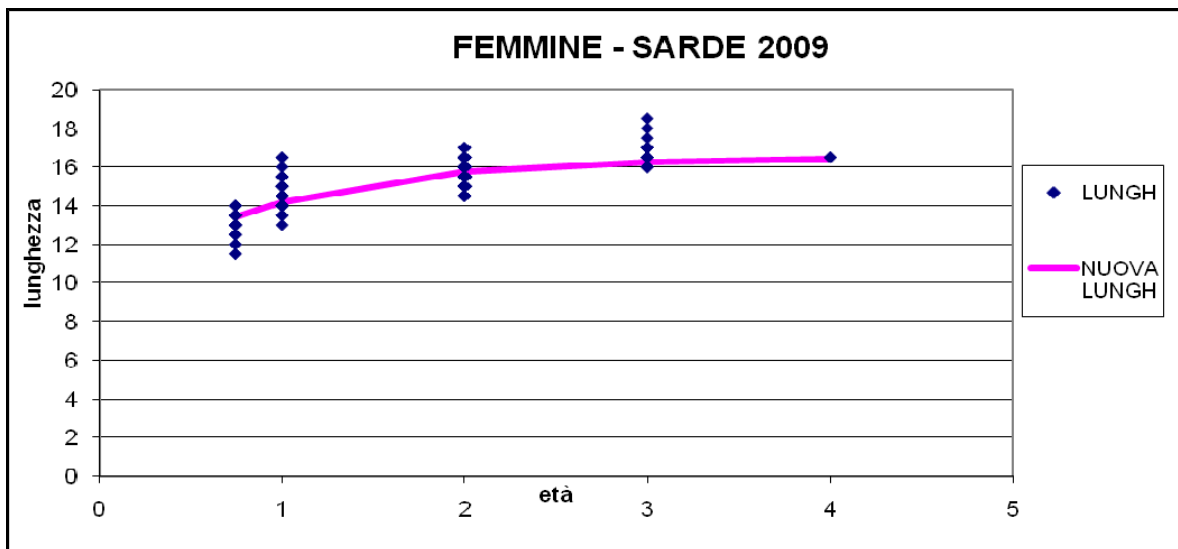


Fig. 3.1.2.3 – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in individui maschi di età 0,75.

Analizzando la nuova distribuzione ottenuta, vediamo che nel primo caso abbiamo un  $L_{\infty}$  pari a 17,29 cm, un coefficiente di crescita uguale a 0,54 e un  $t_0$  di  $-2,014$ . Nel secondo caso  $L_{\infty}$  è uguale a 15,95 cm,  $k$  è di 1,46 e  $t_0$  è pari a  $-0,39$ . La regressione non lineare ha messo, quindi, in evidenza una differenza abbastanza rilevante tra le due età. Si è preferita la seconda, nella quale il  $t_0$  è molto minore e più realistico e il  $k$  è maggiore ma più ragionevole per una curva di crescita.

**Tab. 3.1.2.4 – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) di individui femmine.**

Parametro	Stima	Errore Standard	Intervallo di confidenza 95%	
			Limite inferiore	Limite superiore
Linf	16.505	.275	15.963	17.048
k	1.121	.245	.638	1.604
t0	-.752	.285	-1.313	-.191



**Fig. 3.1.2.4 – *Sardina pilchardus* (GSA 17 – ANNO 2009): VBGF (Von Bertalanffy Growth Equation) in individui femmine.**

Negli individui femmina torniamo ad esaminare solo l'età di partenza pari a 0,75. L'andamento della curva si conforma alle altre.  $L_{\infty}$  è uguale a 16,51 cm, il coefficiente angolare è di 1,12 e  $t_0$  è pari a  $-0,75$ .

## 3.2 CHIAVI ETA' – LUNGHEZZA

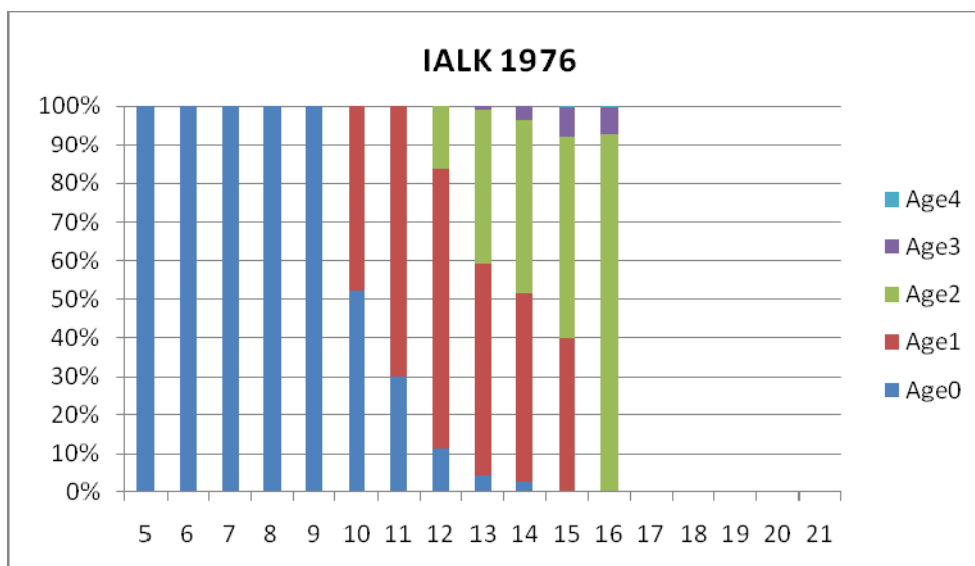
### 3.2.1 *Engraulis encrasicolus*

L'abbondanza delle alici è stata stimata prima con il metodo *Age-Length Key* (ALK); per utilizzare questa metodologia è necessario avere a disposizione la matrice realizzata dalla lettura degli otoliti e le *Length Frequency Distributions* (LFD) per l'anno in esame. Questi ultimi dati non sono però sempre disponibili, e quindi non è possibile ricavare questa chiave per tutti gli anni, soprattutto per i primi anni della serie temporale utilizzata nel presente “stock assessment”.

La prima chiave età lunghezza realizzata per questo lavoro è stata quella per l'anno 1998, in quanto, nello “stock assessment” qui presentato, si sono considerati i “survey” acustici, che permettono di ottenere le LFD, a partire da quest'anno. Per gli anni nei quali non è stata determinata l'età dello stock in questione o è assente la LFD si è provato a sostituire il dato mancante con quello disponibile dell'anno più vicino, assumendo che da un anno all'altro non ci siano state grandi fluttuazioni. Questa assunzione è stata scelta anche per i primi anni della serie storica in esame, per i quali non vi sono molte ALK disponibili.

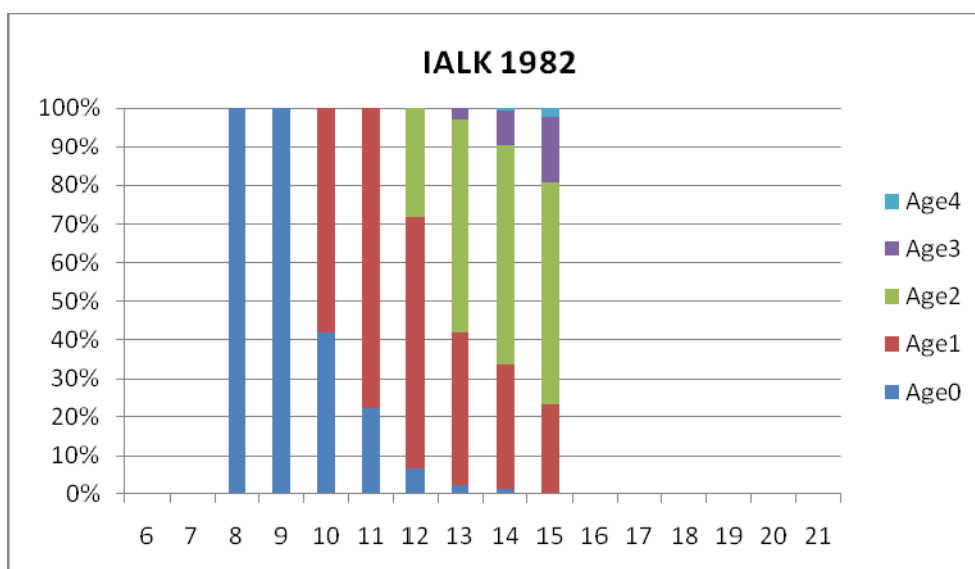
Nei risultati che seguono, è subito visibile che l'*Iterative Age Length Key* (IALK) ha maggiori possibilità di utilizzo. Infatti, sfruttando una matrice età-lunghezza valida per diversi anni e possedendo i quantitativi delle catture per gli anni necessari, è possibile ottenere la distribuzione dello stock per tutta la serie storica. Questa metodologia può essere anche scelta quando, nonostante vi sia una ALK disponibile per l'anno in esame, ci siano ragioni valide per non ritenerla attendibile e, quindi preferire un'abbondanza stimata con il metodo IALK.

La Fig. 3.2.1.1 presenta la prima IALK realizzata.



**Fig. 3.2.1.1** - IALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 1976 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Di seguito troviamo la IALK per l'anno 1982 (Fig. 3.2.1.2), dove è possibile riscontrare un cambiamento nella popolazione di alici. La lunghezza stimata più bassa è di 8 cm, maggiore dei 5 cm del 1976, e la lunghezza più grande è 15 cm. La distribuzione delle età è, però, simile, nonostante nel 1982 si ha una presenza inferiore di classi di lunghezza.



**Fig. 3.2.1.2** - IALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 1982 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Nel 1989 (Fig. 3.2.1.3) torniamo ad una distribuzione più ampia, da 6 cm a 18.5 cm; vediamo che è presente anche la taglia al mezzo cm in quanto dal 1984 le lunghezze dei campioni vengono prese al mezzo centimetro inferiore. Anche le classi di età sono

ampiamente distribuite; compare in modo consistente l'età 4, quasi assente precedentemente.

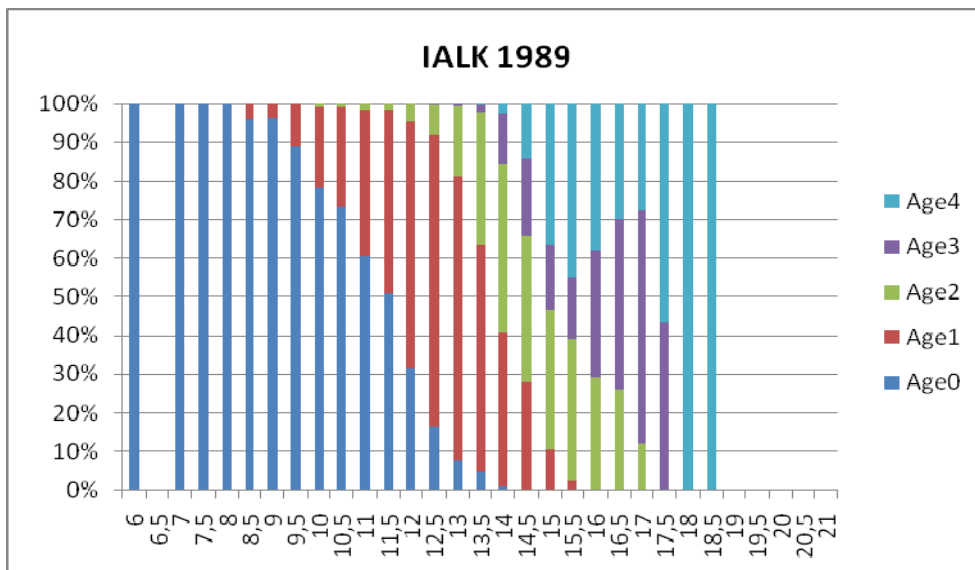


Fig. 3.2.1.3 - IALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 1989 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Da qui a gli anni a seguire la suddivisione in classi di età e di lunghezza sarà sempre abbastanza simile.

A partire dal 1998 si è potuto rappresentare l'abbondanza di alici anche tramite la ALK (Fig. 3.2.1.4), che è stata confronta con la IALK (Fig. 3.2.1.5).

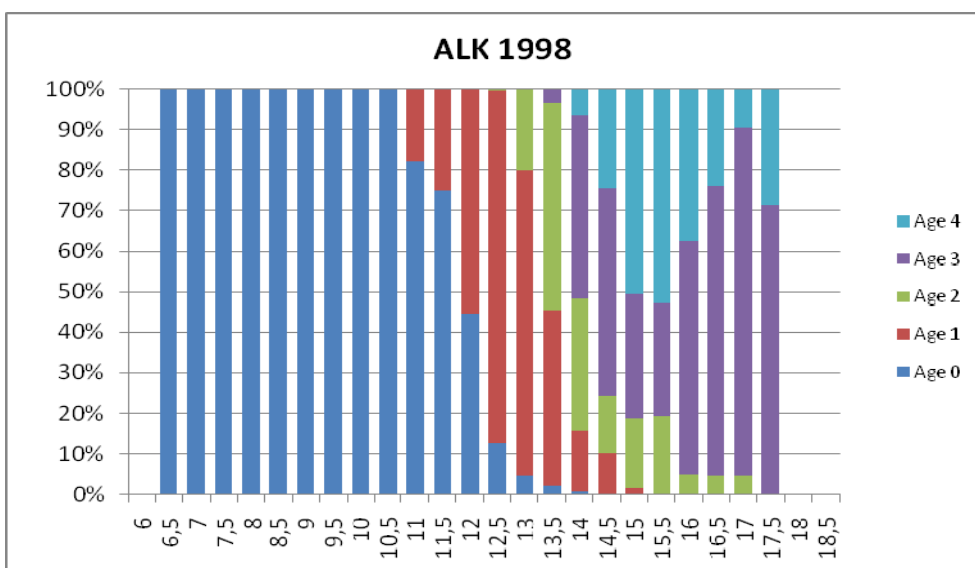


Fig. 3.2.1.4 - ALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 1998 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)



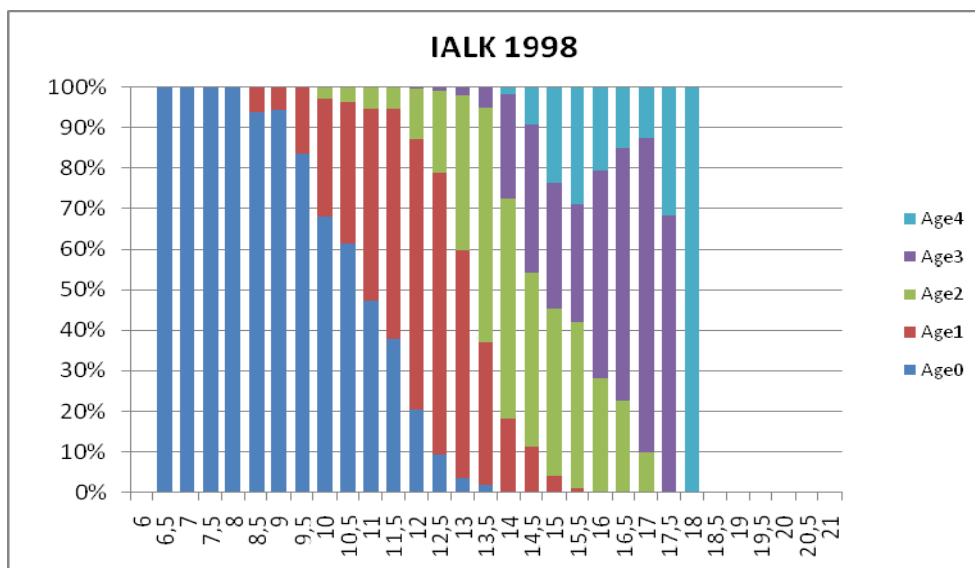


Fig. 3.2.1.5 - IALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 1998 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Per l'anno 1998 le distribuzioni presentate da due metodi sono simili; le lunghezze sono più o meno le stesse, entrambe le chiavi partono da 6,5 cm e finiscono a 17,5 cm nella ALK e a 18 cm nella IALK. Per quanto riguarda le classi di età, la distribuzione è simile. La IALK mostra un passaggio graduale da un'età alla successiva: l'età 1 inizia a mostrarsi prima, 8,5 cm, rispetto a ciò che è stato stimato nella ALK, 11 cm; e questo vale per tutte le età seguenti. Inoltre, la lunghezza 18 cm si compone solo dell'età 4.

Proseguendo con gli anni, ci soffermiamo sul 2005, dove le chiavi età-lunghezza si mostrano differenti (Fig. 3.2.1.10 e Fig. 3.2.1.11).

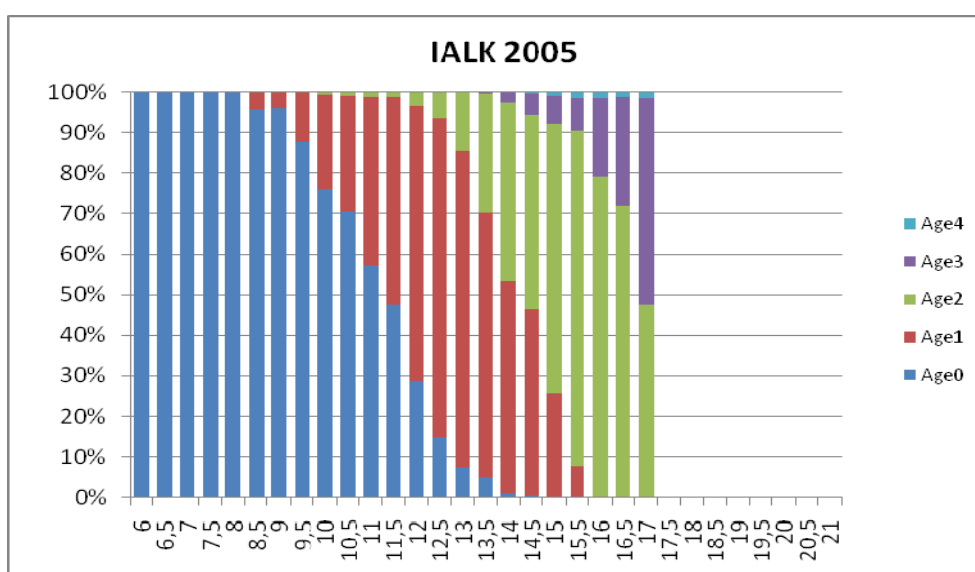


Fig. 3.2.1.10 - IALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 2005 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

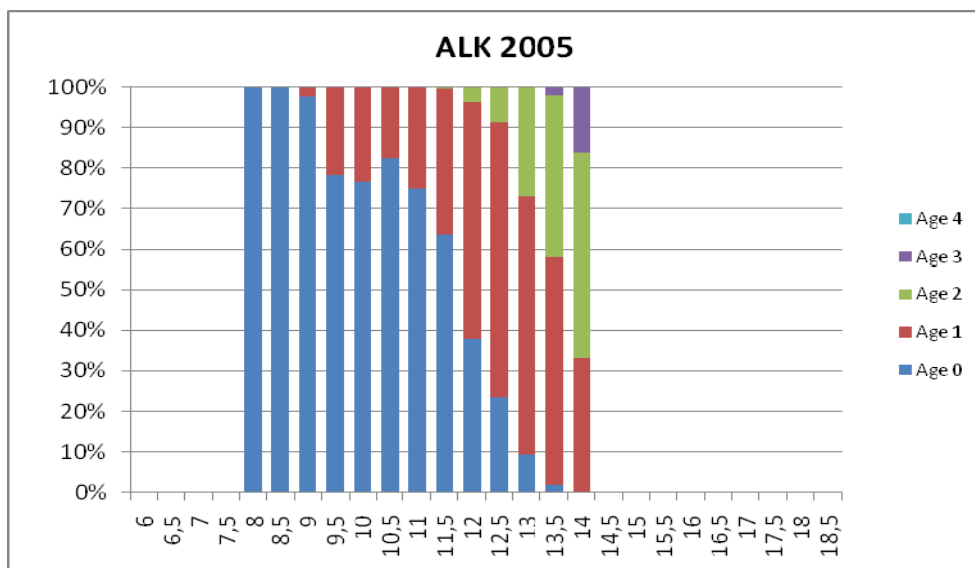


Fig. 3.2.1.11 - ALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 2005 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

La distribuzione in classi di età è simile, ma l'età 4 è praticamente assente nel grafico della ALK. Inoltre, l'estensione delle lunghezze è molto diversa; la Fig. 3.2.1.11 registra come prima lunghezza 8 cm e come ultima 14 cm, la IALK (Fig. 3.2.1.10) mostra una chiave età-lunghezza che parte da 6 cm e arriva a 17 cm.

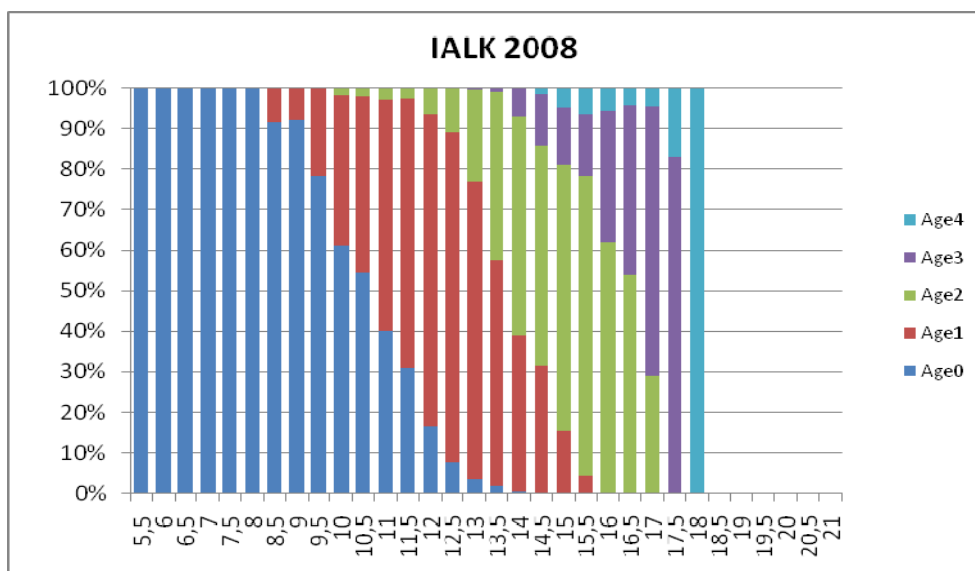
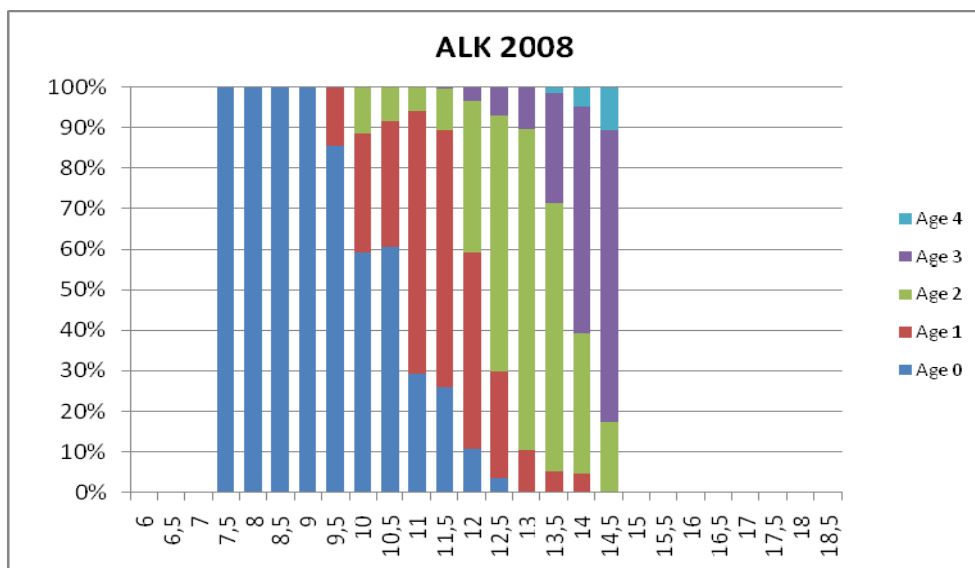


Fig. 3.2.1.12 - IALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 2008 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)



**Fig. 3.2.1.13** - ALK per *Engraulis encrasicolus*, anno 2008 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Il 2008, l'ultimo anno considerato in questo lavoro per le chiavi età-lunghezza (Fig. 3.2.1.12 e Fig. 3.2.1.13), ripete l'andamento del 2005. Con un'estensione maggiore di lunghezze e di età presentata nella IALK.

Possiamo, così, assumere che, la ALK da probabilmente una distribuzione più reale, in quanto parte dalla lettura degli otoliti e dalla LFD dell'anno in questione. Attraverso la IALK è, però, possibile ottenere l'abbondanza dello stock per l'intero arco di tempo, utilizzando i quantitativi di cattura e una matrice età-lunghezza valida per gli anni esaminati.

Per quanto riguarda il presente lavoro sono state utilizzate le ALK per quantificare l'abbondanza dello stock di alici. Attraverso queste e i quantitativi di catture si sono potute ottenere le catture per età, "catch-at-age", (Fig. 3.2.1.14). L'età maggiormente catturata è l'età 1, seguita dall'età 2, 0 e 3.

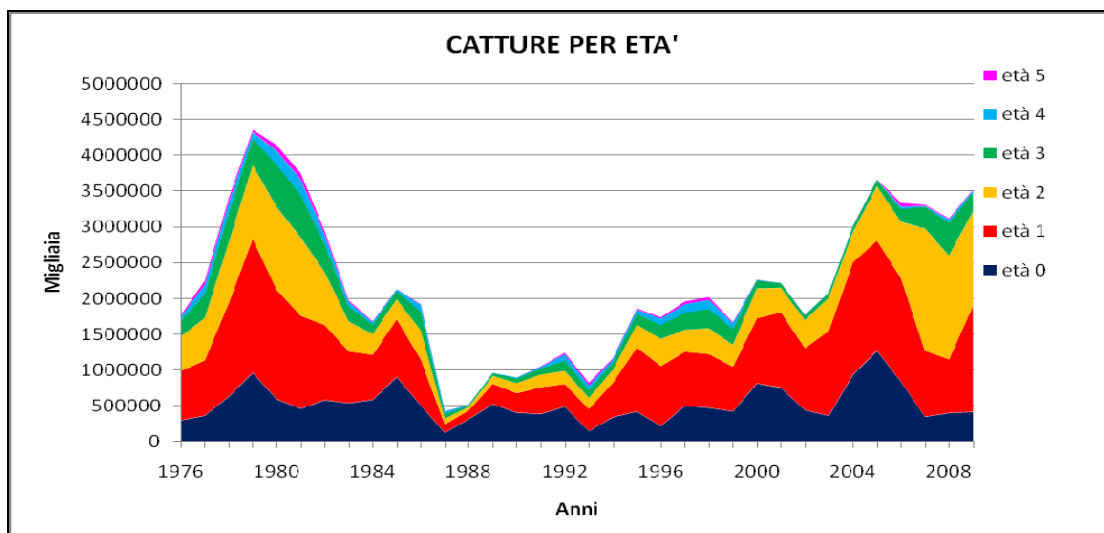


Fig. 3.2.1.14 - Catture per età per *Engraulis encrasicolus*

### 3.2.2 *Sardina pilchardus*

Di seguito sono riportati i grafici delle chiavi età-lunghezza ottenuti per *Sardina pilchardus*.

La prima IALK è stata realizzata per l'anno 1975 (Fig. 3.2.2.1). La particolarità di questo primo grafico è la quasi totale assenza dell'età 0; nella classe di lunghezza di 11 cm troviamo subito l'età 1 e poi man mano che le taglie aumentano troviamo tutte le età, con un' ampia distribuzione della classe d'età 6.

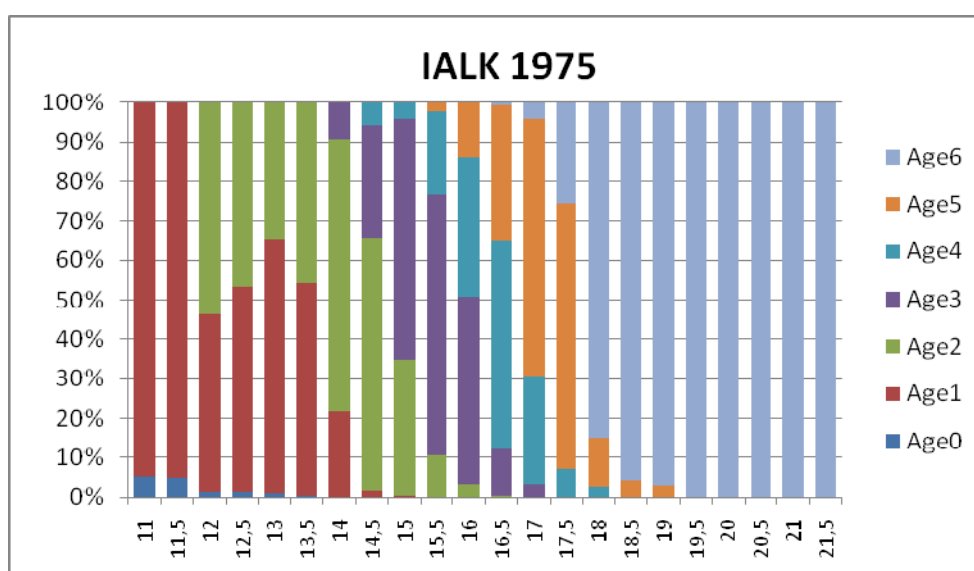


Fig. 3.2.2.1 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 1975 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

A partire dal 1980 (Fig. 3.2.2.2) l'età 0 torna a mostrarsi in modo consistente, a discapito dell'età 1, 2, 3 e 4. Le età maggiormente rappresentate sono, appunto, l'età 0 e l'età 6.

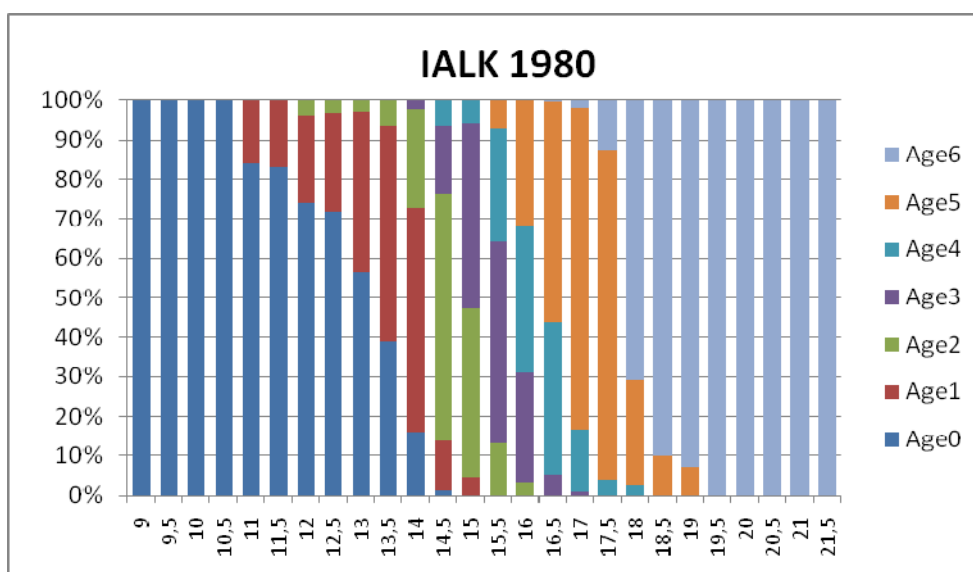


Fig. 3.2.2.2 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 1980 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

L'anno 1990 mostra una distribuzione in classi di età particolare (Fig. 3.2.2.3). Scompare l'età 0, l'età 1 diventa quasi assente, mentre le altre età si distribuiscono in modo abbastanza uniforme tra le lunghezze, che per quest'anno hanno un "range" meno ampio, dai 12,5 cm ai 20 cm.

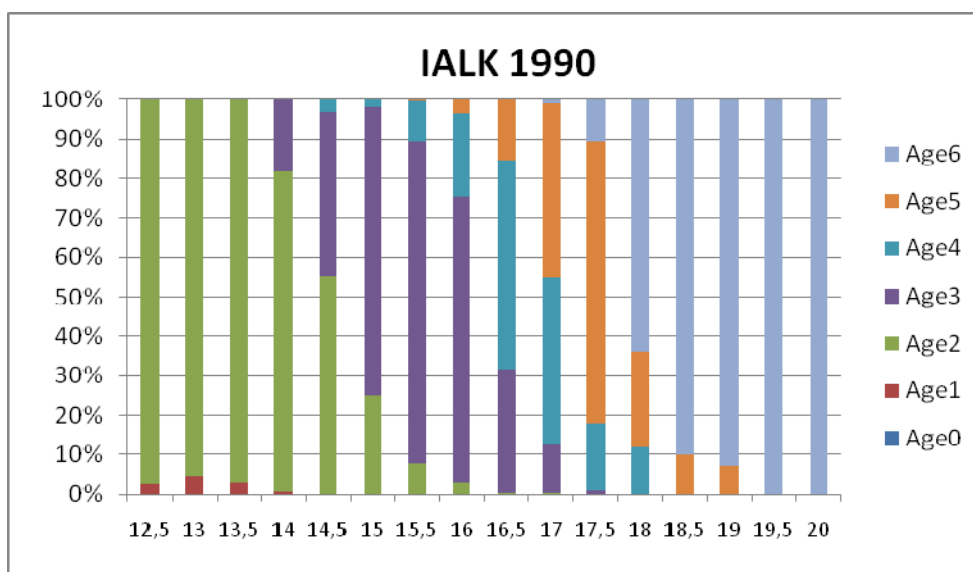


Fig. 3.2.2.3 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 1990 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Dal 1990 al 2001 l'età 0 scompare quasi completamente; le lunghezze minori sono rappresentate dall'età 1 e soprattutto 2.

A partire dal 1998 si sono realizzate anche le ALK.

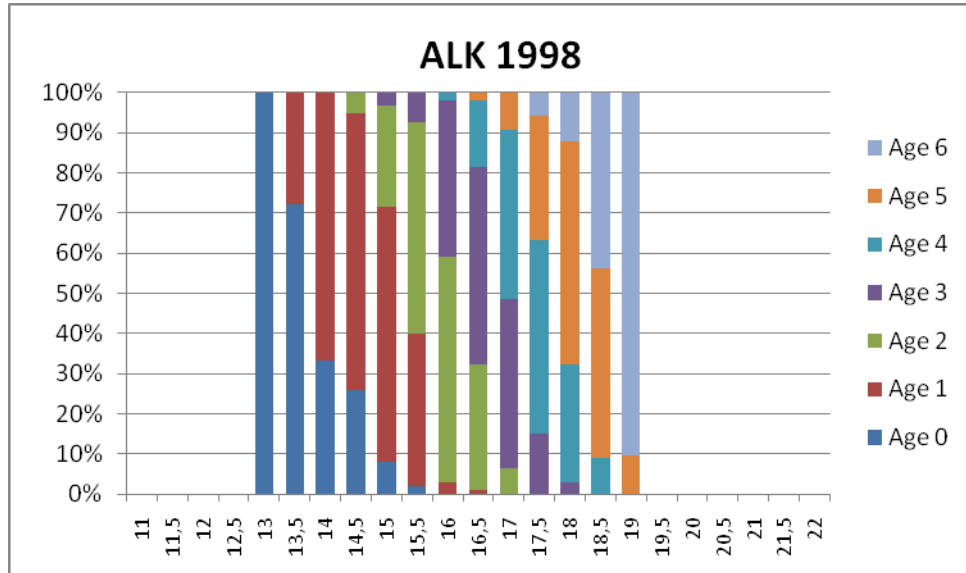


Fig. 3.2.2.4 - ALK per *Sardina pilchardus*, anno 1998 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

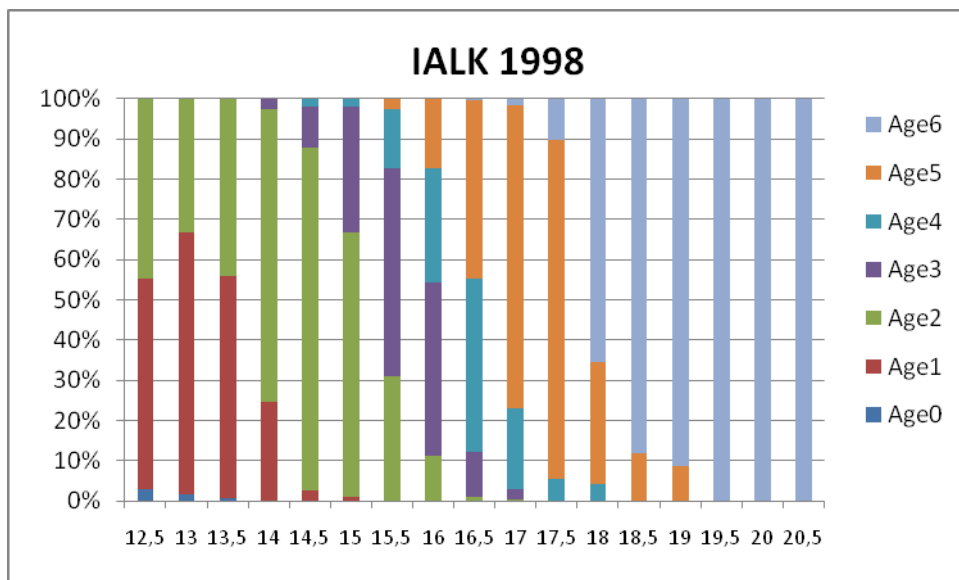


Fig. 3.2.2.5 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 1998 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Nel 1998 ALK (Fig. 3.2.2.4) e IALK (Fig. 3.2.2.5) sono discordanti. La chiave età-lunghezza iterativa mostra un più ampio ambito di misure, da 12,5 cm a 20,5 cm, mentre quello delle misure della ALK si estende solo da 13 cm a 19 cm. Per quanto riguarda le età,

la distribuzione è marcatamente diversa. La ALK mostra tutte le classi di età in modo marcato, mentre nella IALK l'età 0 praticamente scompare e l'età 6 si prolunga molto nelle ultime classi di taglia.

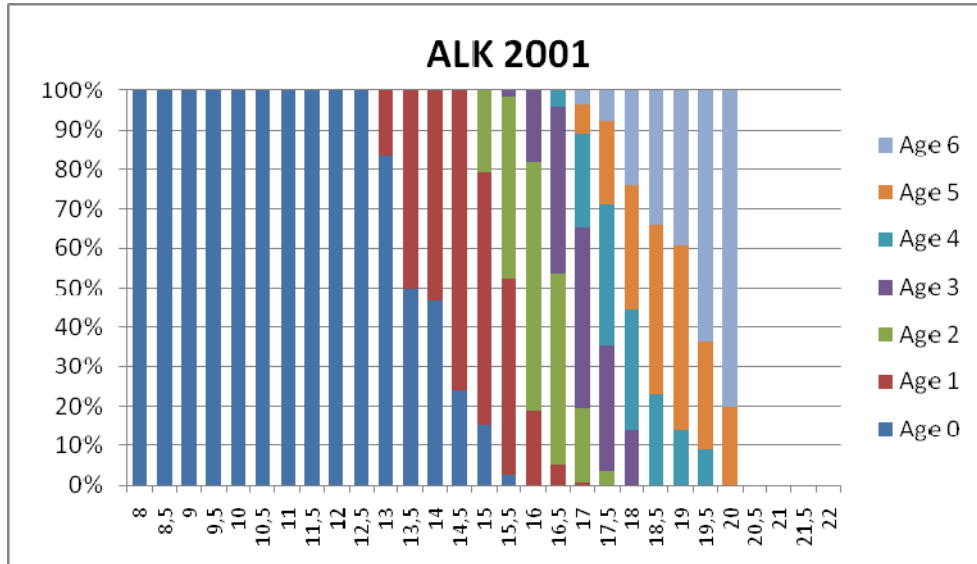


Fig. 3.2.2.6 - ALK per *Sardina pilchardus*, anno 2001 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

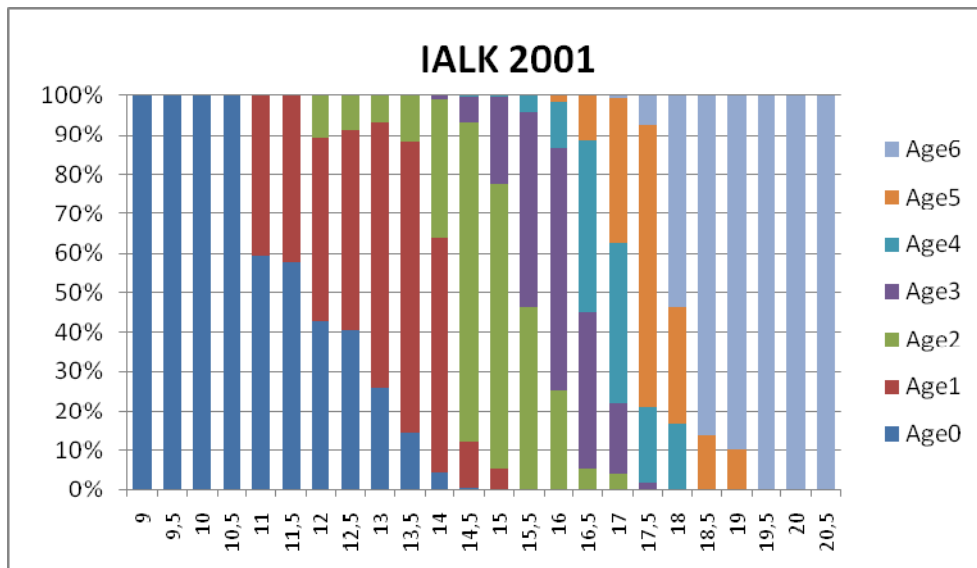


Fig. 3.2.2.7 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 2001 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Nel 2001, ALK (Fig. 3.2.2.6) e IALK (Fig. 3.2.2.7), sono abbastanza concordanti. Le distribuzioni di età sono molto simili, cambiano leggermente gli ambiti di lunghezza che vanno da 8 a 20 cm per la ALK e da 9 a 20,5 cm nella IALK.

Qui sotto sono mostrati i grafici per l'anno 2006 (Fig. 3.2.2.8 e Fig. 3.2.2.9), dove si registra una particolarità. La distribuzione in classi di età e lunghezza è simile se non fosse per la lunghezza 7,5 cm dove si registra interamente l'età 0, lunghezza non registrata nella ALK.

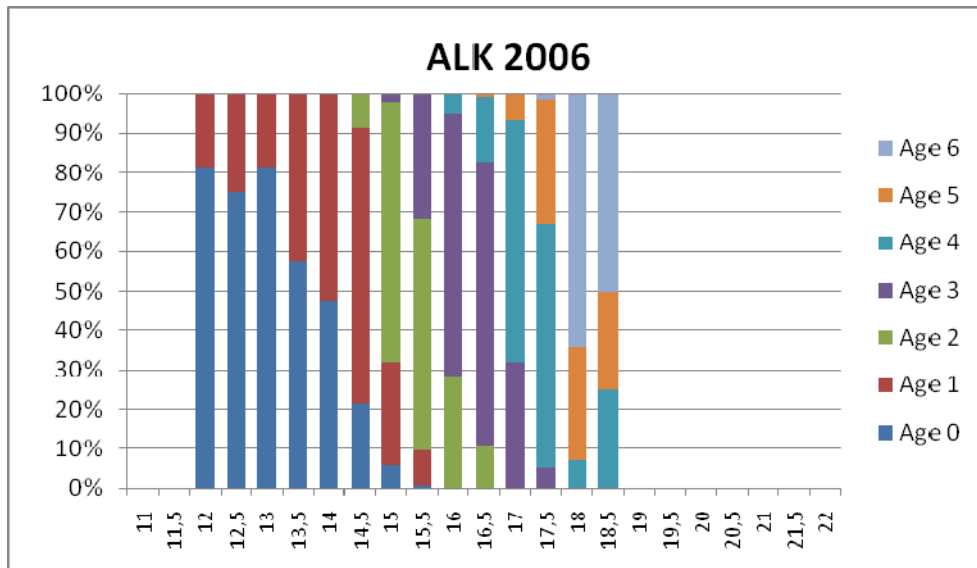


Fig. 3.2.2.8 ALK - per *Sardina pilchardus*, anno 2006 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

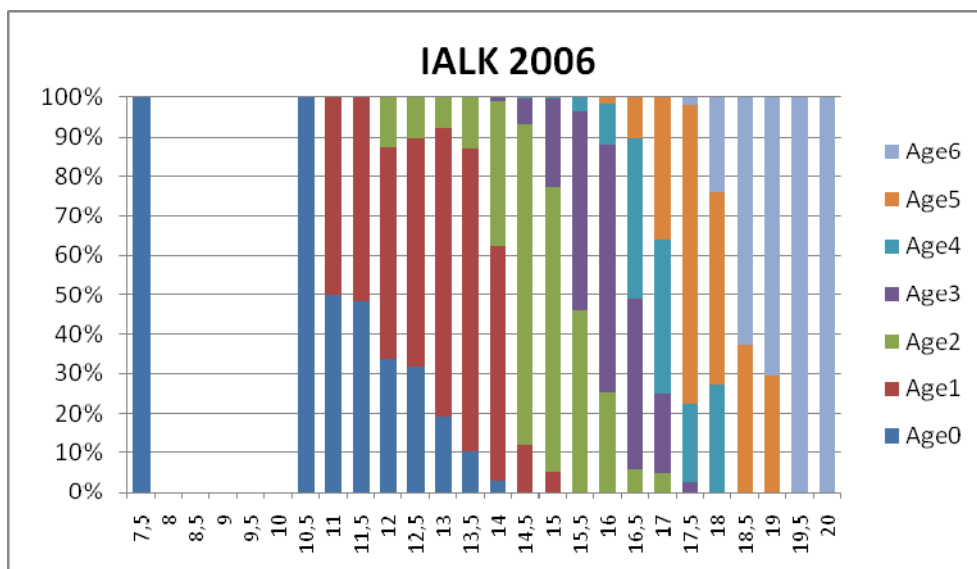


Fig. 3.2.2.9 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 2006 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Il 2008, ultimo anno considerato per le chiavi età-lunghezza di questo lavoro, presenta differenze marcate tra ALK (Fig. 3.2.2.10) e IALK (Fig. 3.2.2.11). La ALK mostra una quasi assenza dell'età 2 e si ha un picco dell'età 6 nella classe di 19 cm, distanziata da due



classi di misura vuote. La IALK, invece, mostra tutte le classi di età distribuite in modo equilibrato e che si estendono dalla lunghezza di 10,5 cm a quella di 20 cm.

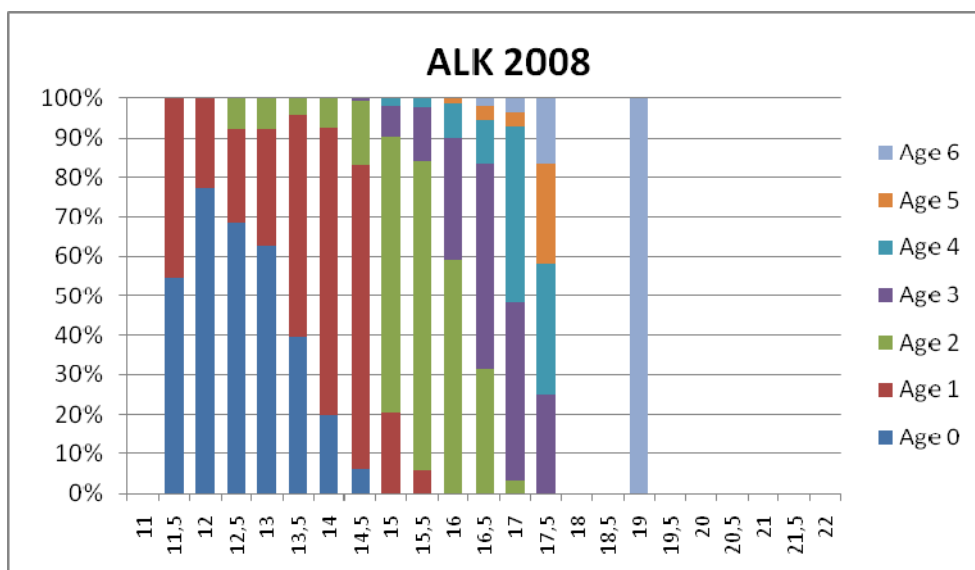


Fig. 3.2.2.10 - ALK per *Sardina pilchardus*, anno 2008 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

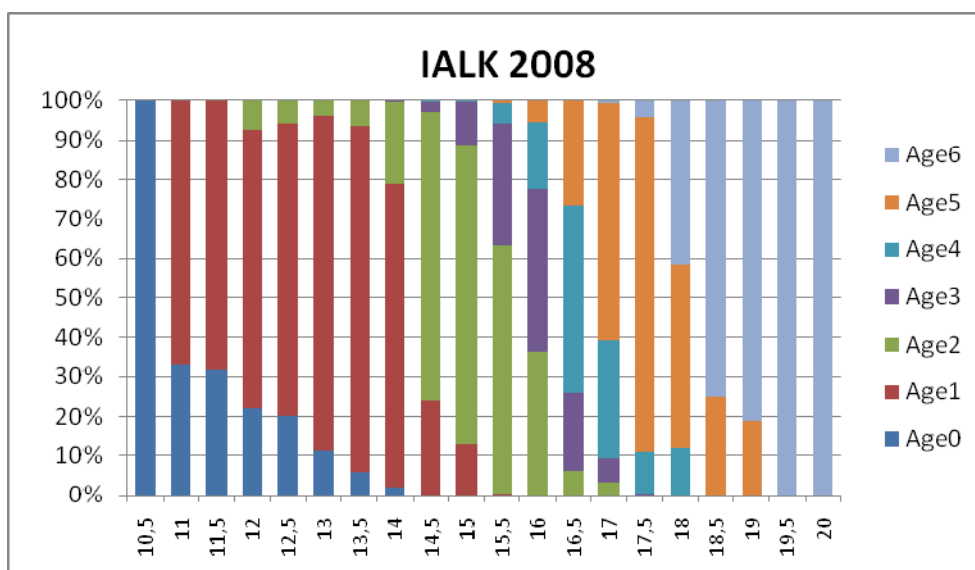


Fig. 3.2.2.11 - IALK per *Sardina pilchardus*, anno 2008 (sull'asse delle ascisse sono riportate le lunghezze in cm)

Come per le alici, anche per le sardine sono state ottenute le catture per età (Fig. 3.2.2.12), “catch-at-age”, utilizzando le ALK e i quantitativi di cattura. L'età maggiormente catturata risulta essere l'età 2, seguita dell'età 3, 1, 4, 5, 6 e 0.

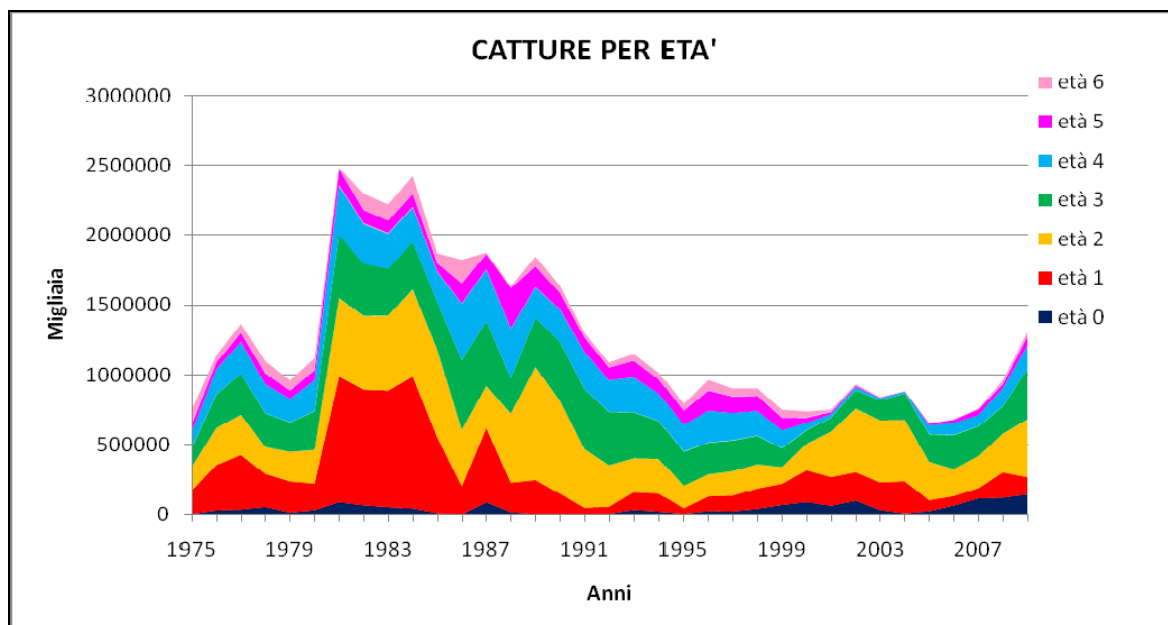


Fig. 3.2.2.12 - Catture per età per *Sardina pilchardus*

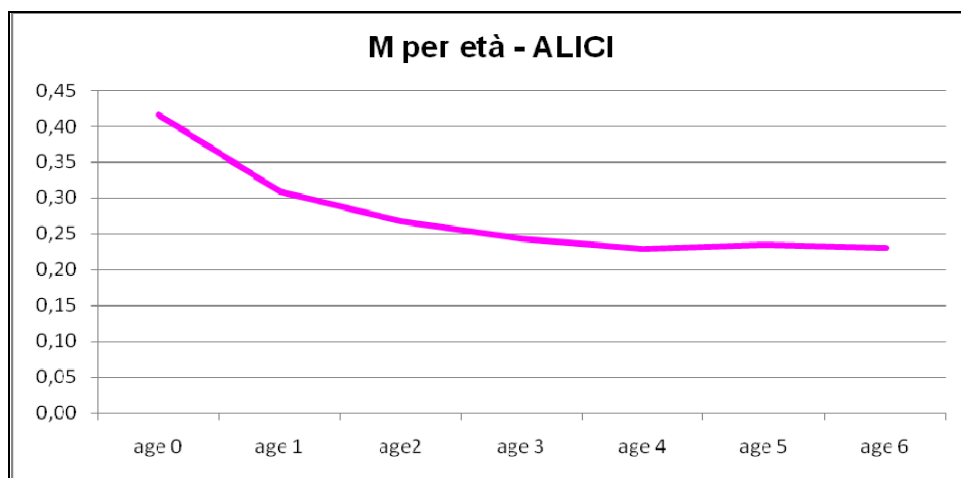
### 3.3 MORTALITA'

La mortalità è un parametro fondamentale per la valutazione degli stock. E', quindi, necessario riuscire a stimarne un tasso, generalmente su base annuale. Come già osservato nel capitolo precedente, la mortalità si compone di due parti: la mortalità naturale e la mortalità da pesca. In questo studio, ci si è occupati di stimare il tasso di mortalità naturale,  $M$ , di ciascuna classe di età. Inserendo questo dato all'interno dei modelli di dinamica di popolazione è, poi, possibile ottenere anche la mortalità da pesca,  $F$ . Ciò è importante per definire i quantitativi di pesca futuri rispettando il mantenimento dello stock in questione. Per entrambe le specie oggetto di questo lavoro, alici e sardine, sono state utilizzate e confrontate due differenti procedure per stimare  $M$ .

#### 3.3.1 *Engraulis encrasicolus*

Il primo metodo utilizzato per ricavare il tasso di mortalità naturale è dato dall'applicazione del programma ProdBiom (Abella *et al.*, 1998), sistema con il quale è possibile ricavare il tasso di mortalità naturale per ogni età. Per poter utilizzare questo programma sono necessari dei dati di input; questi dati sono stati ricavati da una curva di crescita costruita appositamente utilizzando i dati, sia degli individui maschili che femminili, degli anni più recenti: 2007, 2008 e 2009. Utilizzando la media di questi tre anni, si sono ottenuti valori più attendibili, qui di seguito riportati:

- $L_{\infty}$  pari a 16,19cm
- $t_0$  uguale a -2,82
- $k$  pari a 0,341
- i parametri di relazione taglia-peso:  $a$ , uguale a 0,00437, e  $b$ , corrispondente a 3,16328 (valori ricavati dalle stime ottenute nel 2009 dall'Unità di Dinamica di Popolazione dell'ISMAR di Ancona nell'ambito del Programma Nazionale di raccolta dati sulla pesca nella GSA 17)
- l'*oldest age*, ovvero l'età più vecchia considerata, è di 4 anni.



**Fig. 3.3.1.1** - Andamento del tasso di mortalità naturale ottenuto con il programma ProdBiom per *Engraulis encrasicolus*

La Fig. 3.3.1.1 mostra il grafico visualizzato da ProdBiom, dopo aver eseguito la procedura spiegata nel capitolo di materiali e metodi. La mortalità diminuisce con l'aumento dell'età. Essendo pesci di piccola taglia sono più facilmente predabili e hanno così minore probabilità di raggiungere età elevate. Inoltre, poiché lo stock campionato per questo studio mostra un'età massima per le alici di 4 anni (e un raggiungimento occasionale dell'età 6 che raramente viene sorpassata) la mortalità si concentra nei primi anni di vita dell'individuo. Ciò, è ben visibile nel grafico, dove si parte da un indice di mortalità naturale pari a 0,42 all'età 0, che subisce una caduta repentina nell'età 1, per tornare ad una mortalità moderata a partire dall'età 2, con valore di 0,27, ed avvicinarsi ad una M di 0,2 oltre i 4 anni di età.

Succesivamente, è stato anche stimato il tasso di mortalità naturale con il metodo proposto da Gislason *et al.* (2010). Per ottenere l'indice di mortalità naturale si è utilizzata la

seguinte equazione, dalla quale è stato ommesso il termine relativo alla temperatura ambientale:

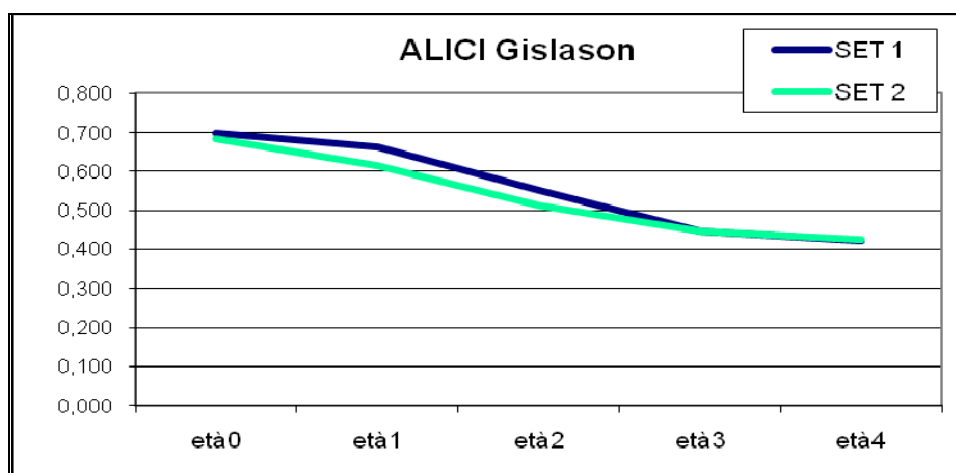
$$\ln M = a + b \ln L + c \ln L_{\infty} + d \ln K$$

Per trovare M, il logaritmo naturale deve essere trasformato nella forma esponenziale:

$$M = \exp(\ln M).$$

Le costanti  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  sono quelle calcolate e proposte da Gislason. Per il presente lavoro si sono utilizzati due set di costanti, provenienti da differenti elaborazioni basate su diversi modelli di regressione lineare applicati da Gislason e collaboratori (Tab. 2.5.2.1).

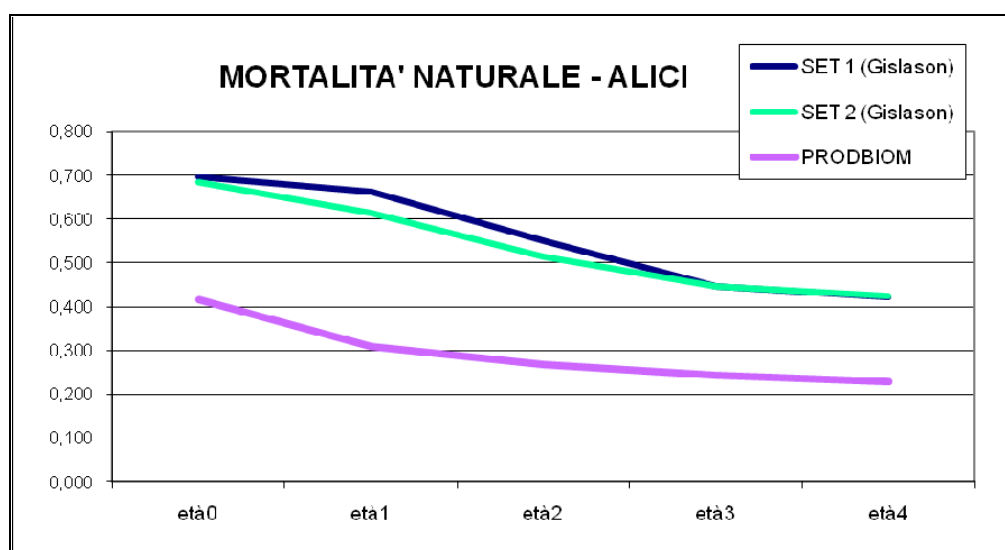
I parametri  $L_{inf}$ ,  $k$  e  $t_0$  impiegati, sono gli stessi adoperati per ProdBiom. Prima di poter utilizzare l'equazione di Gislason è stato, però, necessario convertire le lunghezze in età. Per far ciò, è stata utilizzata una matrice età-lunghezza, la stessa impiegata anche per il calcolo delle IALK. Per prima cosa le lunghezze al mezzo cm sono state accorpate in lunghezze al cm, dopodichè è stato possibile ottenere le proporzioni di ogni età sul totale delle classi di lunghezza componenti ogni classe di età esaminata.



**Fig. 3.3.1.2** - Grafico rappresentante l'andamento del tasso di mortalità naturale, calcolato con la metodica di Gislason per *Engraulis encrasicolus*

La Fig 3.3.1.2 rappresenta il confronto tra i tassi di mortalità naturale calcolati con il diverso set di costanti. Come si può notare, l'andamento, coincidente in alcuni punti, e i valori ottenuti dall'utilizzo dei due differenti set sono molto simili. E', quindi, maggiormente interessante soffermarci sulle differenze tra i due programmi (Fig. 3.3.1.3). Si può notare che la mortalità stimata con il programma ProdBiom si discosta molto da quella calcolata con Gislason, e anche l'andamento si presenta diverso. ProdBiom mostra

degli indici di mortalità minori e un andamento che decresce in modo più regolare; con Gislason si ottiene una stima più alta della mortalità e un andamento più variabile.



**Fig. 3.3.1.3** - Andamento del tasso di mortalità naturale di *Engraulis encrasicolus* con il metodo ProdBiom e Gislason

Nel'applicazione dei metodi di dinamica di popolazione sono stati testati entrambi i valori (Tab. 3.3.1.1 e Tab. 3.3.1.2), in modo da ottenere un quadro più completo e avere maggiori indicazioni su quale stima sia più ragionevole.

età	tasso di mortalità
0	0,68
1	0,61
2	0,51
3	0,45
4	0,42

**Tab. 3.3.1.1** Indice di mortalità naturale calcolati con il metodo di Gislason *et al.* (2008), set 2, per *Engraulis encrasicolus*

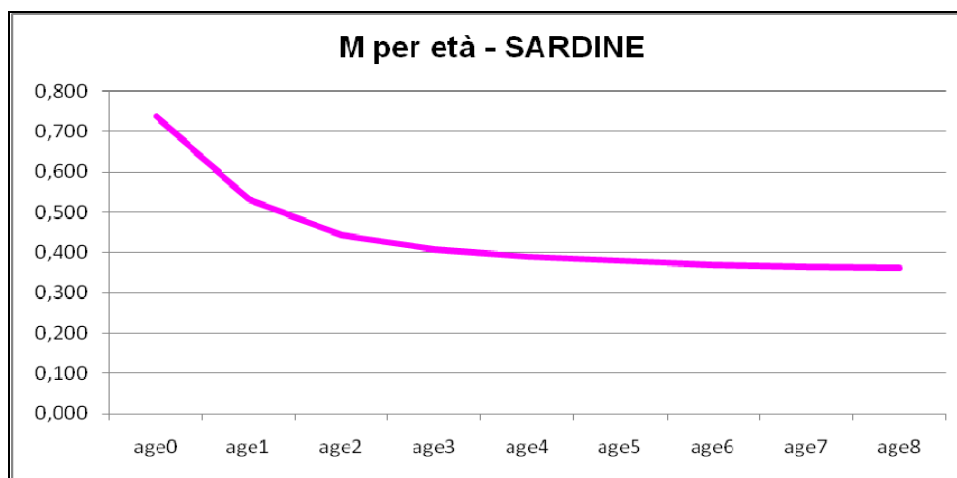
età	tasso di mortalità
0	0,42
1	0,32
2	0,27
3	0,25
4	0,24

**Tab. 3.3.1.2** Indice di mortalità naturale calcolati con il metodo ProdBiom (Abella *et al.*, 1998) per *Engraulis encrasicolus*

### 3.3.2 *Sardina pilchardus*

I risultati che seguono riguardano le stime di mortalità,  $M$ , per *Sardina pilchardus*. Dapprima sono riportati i tassi di mortalità naturale stimati con ProdBiom (Abella *et al.*, 1998). Anche per la sardina i dati di input richiesti sono stati ottenuti dall'apposita costruzione di una curva di crescita per gli anni 2007, 2008 e 2009, considerando sia gli individui maschili che femminili. Utilizzando la media di questi tre anni, si sono ottenuti valori più attendibili, qui di seguito riportati:

- $L_{\infty}$  uguale a 18,42 cm
- $t_0$  corrispondente a -2,44
- $k$  pari a 0,4
- i parametri di relazione taglia-peso:  $a$ , uguale a 0,015, e  $b$ , pari a 2,7602 (valori ricavati dalle stime ottenute nel 2009 dall'Unità di Dinamica di Popolazione dell'ISMAR di Ancona nell'ambito del Programma Nazionale di raccolta dati sulla pesca nella GSA 17)
- l'*oldest age*, cioè l'età più vecchia considerata, è 6 anni.



**Fig. 3.3.2.1** - Andamento del tasso di mortalità naturale ottenuto con il programma ProdBiom per *Sardina pilchardus*

Eseguiti tutti i calcoli, il programma ha prodotto un grafico nel quale si osserva l'andamento della mortalità naturale per età. Come per le alici, il tasso di mortalità naturale diminuisce con l'aumento dell'età; il valore massimo è di 0,74 all'età 0, e si abbassa fino a scendere sotto lo 0,37 oltre l'età 6. Si nota, inoltre, una brusca diminuzione del tasso di mortalità naturale entro il primo anno di vita, dopodiché la riduzione continua ma in modo molto più contenuto.

Anche per questa specie, abbiamo poi testato il metodo ideato da Gislason *et al.* (2010). E' stata seguita la stessa modalità di calcolo utilizzata per le alici.

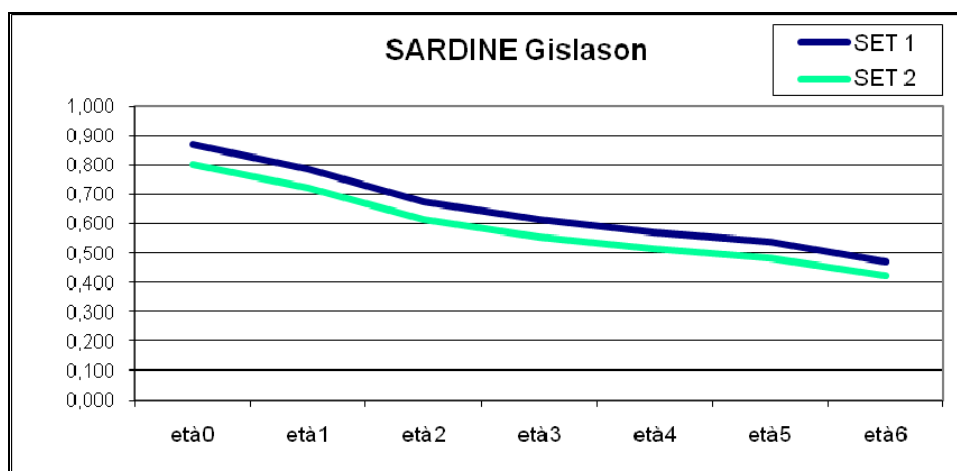


Fig. 3.3.2.2 - Grafico rappresentante l'andamento del tasso di mortalità naturale in *Sardina pilchardus*, calcolato con la metodica di Gislason

Il grafico presente in Fig. 3.3.2.2 mostra l'andamento degli indici di mortalità naturale ottenuti con il metodo di Gislason, e utilizzando i due diversi set di costanti (Fig. 3.3.2.2). Il trend dei tassi di mortalità naturale rilevati sono identici; i valori sono, però, leggermente diversi: il set 2 sottostima lievemente questo parametro. Inoltre, al contrario di quanto osservato per le alici, non vi è nessun punto in cui coincidono.

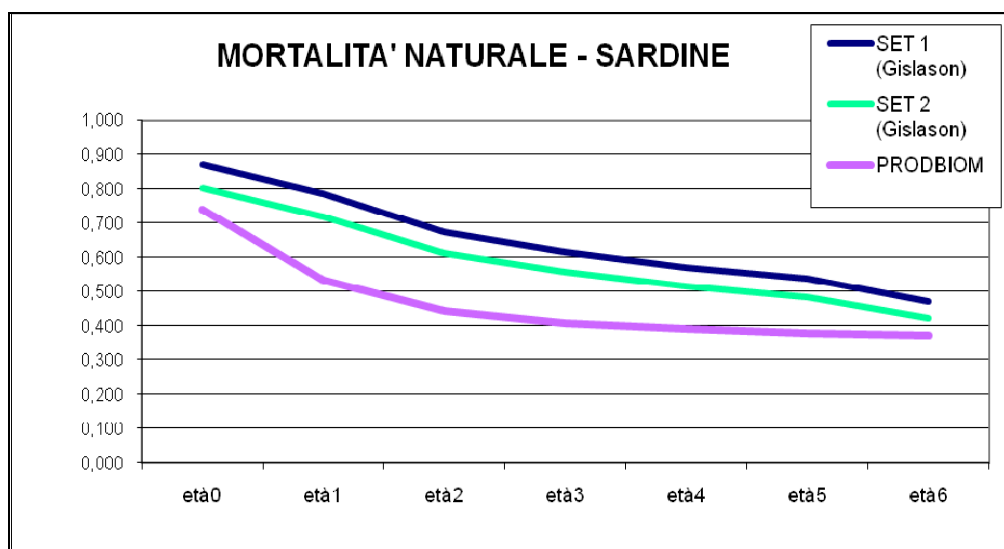


Fig. 3.3.2.3 - Andamento del tasso di mortalità naturale in *Sardina pilchardus* con il metodo ProdBiom e Gislason

Le differenze più interessanti si notano confrontando i tassi di mortalità ottenuti dai due sistemi e rappresentati in Fig. 3.3.2.3. Anche qui, come nelle alici, la mortalità naturale calcolata con il programma ProdBiom si differenzia da quella ricavata con Gislason. I valori calcolati da ProdBiom sono più bassi rispetto a quelli ottenuti dal programma ideato da Gislason. L'andamento, decrescente per entrambi i modelli, mostra una diminuzione più graduale in Gislason, mentre in ProdBiom vi è un più marcato calo dall'età 0 all'età 1 e poi una decrescita più lineare e smorzata (mortalità quasi costante). Anche per le sardine, nei metodi di dinamica di popolazione sono stati testati i diversi valori di mortalità naturale (Tab. 3.3.2.1 e Tab. 3.3.2.2), in modo da ottenere e confrontare trend diversi e scegliere quello che definisce i tassi di mortalità per pesca più verosimili.

età	tasso di mortalità naturale
0	0,80
1	0,72
2	0,61
3	0,56
4	0,51
5	0,48
6	0,42

**Tabella 3.3.2.1** Indice di mortalità naturale calcolati con il metodo di Gislason *et al.* (2008), set 2, per *Sardina pilchardus*

età	tasso di mortalità naturale
0	0,74
1	0,53
2	0,44
3	0,41
4	0,39
5	0,38
6	0,37

**Tab. 3.3.2.2** Indici di mortalità naturale calcolati con il metodo ProdBiom (Abella *et al.*, 1998) per *Sardina pilchardus*



### 3.4 VIRTUAL POPULATION ANALYSIS

Con i dati sopra ottenuti, è stata utilizzata la *Virtual Population Analysis*, che permette di ottenere la serie storica di stime annuali del numero di pesci dello stock nelle diverse classi di età partendo dalla distribuzione per classi d'età delle catture totali e da una stima del tasso istantaneo annuale di mortalità naturale,  $M$  (Beverton & Holt, 1956; Ricker, 1975; Gulland, 1983; Vetter, 1988). Nello stesso tempo si possono calcolare i valori del tasso istantaneo annuale di mortalità per pesca,  $F$ , per anno e per classe d'età (Beverton & Holt, 1956; Ricker, 1975; Gulland, 1983; Laurec & Shepherd, 1983).

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti per alici e sardine. Per entrambe le specie sono state confrontate tre “corse” diverse, grazie all'utilizzo di diverse serie di tassi di mortalità naturale per età.

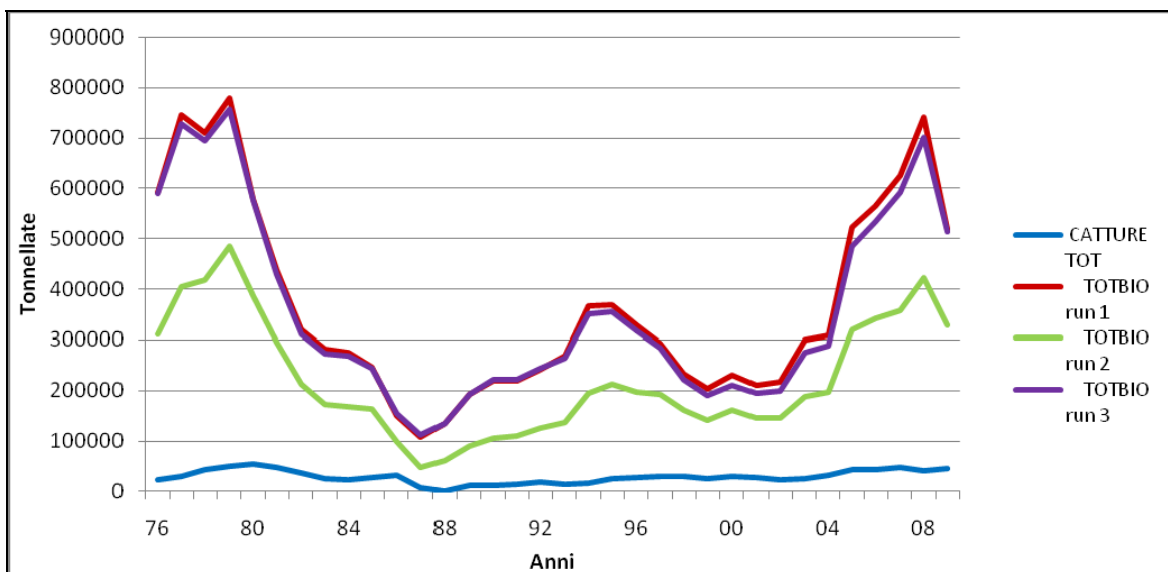
#### 3.4.1 *Engraulis encrasicolus*

Per quanto riguarda lo stock di alici, *Engraulis encrasicolus*, le tre “corse” sono state realizzate considerando indici di mortalità naturale,  $M$ , calcolati con i metodi presentati precedentemente (paragrafo 3.3.1):

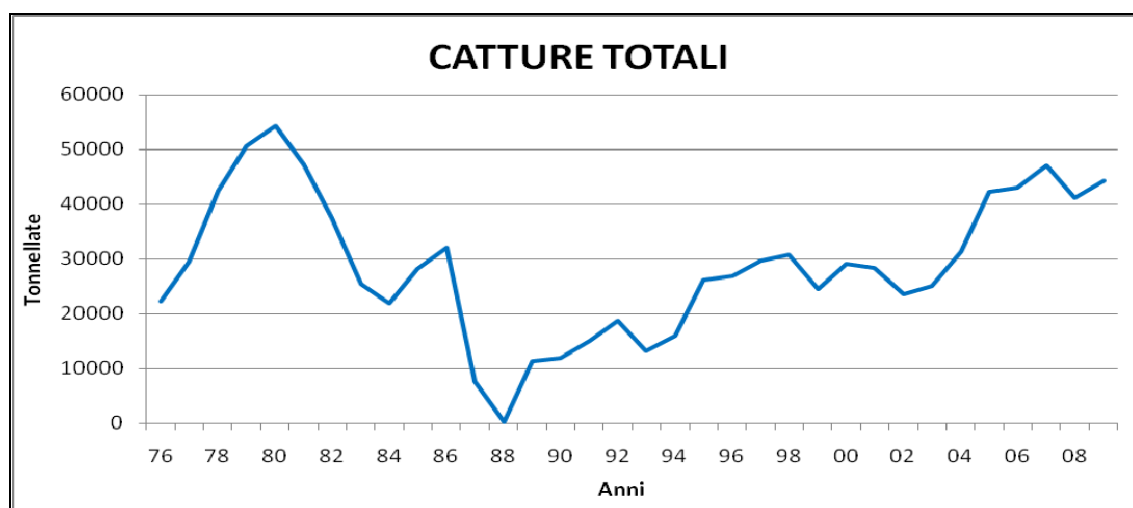
1. Tassi di mortalità naturale ottenuti con il programma messo a punto da Gislason *et al.* (2008), (Tab. 3.3.1.1). In questo caso la convergenza è stata raggiunta dopo 20 iterazioni.
2. Tassi di mortalità naturale definiti con il metodo ProdBiom (Abella *et al.*, 1998), (Tab. 3.3.1.2). In questo caso la convergenza è stata ottenuta dopo 17 iterazioni.
3. Tasso di mortalità naturale fisso:  $M = 0,55$ , ricavato dalla media dei tassi di mortalità naturale calcolati con entrambi i set del programma di Gislason *et al.* (2008 e 2010). La convergenza è stata raggiunta dopo 20 iterazioni.

Indicare il numero di iterazioni dopo le quali è stata raggiunta la convergenza è importante per definire l'attendibilità dell'analisi. Minore è questo numero, più la “corsa” è affidabile. Va, inoltre, ricordato che per l'alice si è utilizzato lo “split year”, cioè si assume come data del compleanno il primo di giugno.

Di seguito sono riportati e confrontati i risultati delle “corse” elencate più sopra.



**Fig. 3.4.1.1** - Catture totali e biomassa valutata con la VPA per lo stock di *Engraulis encrasicolus* dal 1976 al 2009



**Fig. 3.4.1.2** - Quantitativi delle catture di *Engraulis encrasicolus* dal 1976 al 2009

Il grafico in Fig. 3.4.1.1 mette in relazione la biomassa dello stock di alici della GSA 17 con i quantitativi osservati delle catture per lo stock in questione. Si nota che la biomassa ha un andamento identico in tutte e tre le “corse”, ma si registrano valori assoluti diversi. Le “corse” 1 e 3, che utilizzano una mortalità naturale derivante dalla metodologia ideata da Gislason *et al.* (2010), producono valori molto simili e in alcuni punti coincidenti. La “run” 2, utilizzando tassi di mortalità naturale inferiori, comporta una stima di abbondanza di alici minore; e, quindi, tassi di mortalità per pesca conseguentemente più elevati. E’ comunque evidente come dal 1979, anno nel quale si valuta la quantità massima di biomassa, lo stock di alici inizia a decrescere fino al 1987, anno che registra i valori minimi. Dal 1987 in avanti si ha una progressiva e lenta ripresa dello stock, che si arresta

negli anni a cavallo del nuovo secolo per poi ripartire e raggiunge un nuovo apice nel 2008.

Per meglio conoscere e valutare l'azione delle catture sullo stock di alici è necessario osservare il grafico in Fig. 3.4.1.2 dove le catture sono riportate su una scala più contenuta per evidenziare le fluttuazioni delle stesse. Il grafico presenta un'andamento dei valori delle catture abbastanza somigliante a quello dello stock. In corrispondenza di catture elevate si registra, infatti, un'alta presenza di alici in mare, mentre quando le catture diminuiscono, anche lo stock è in decrescita. Da notare in particolare il drastico declino delle catture del 1986; mentre la diminuzione dello stock dei primi anni del 2000 non è riscontrabile nei quantitativi sbarcati. Ciò è possibile, in quanto il trend della biomassa può essere influenzato non solo dal valore complessivo delle catture, ma anche dalla sua distribuzione per classi d'età, ossia dalle LFD (Length Frequency Distributions) e dalle ALK (Age-Length Keys) degli individui catturati.

Oltre a quantificare la biomassa, la VPA ci permette di definire i tassi di mortalità per pesca,  $F$ , per classe d'età. Per rendere i grafici più chiari, gli anni sono stati riuniti in quattro gruppi e confrontati con i tassi medi di mortalità per pesca dell'intero arco di tempo campionato (Fig. 3.4.1.3, Fig. 3.4.1.4 e Fig. 3.4.1.5).

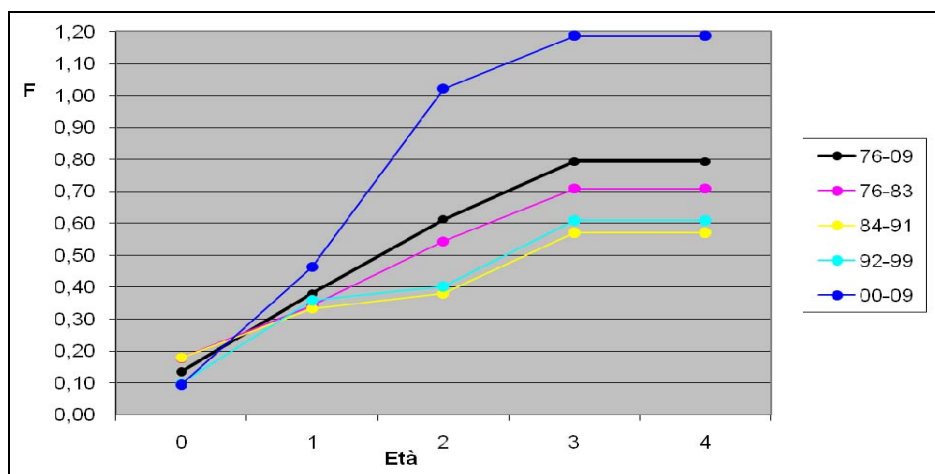
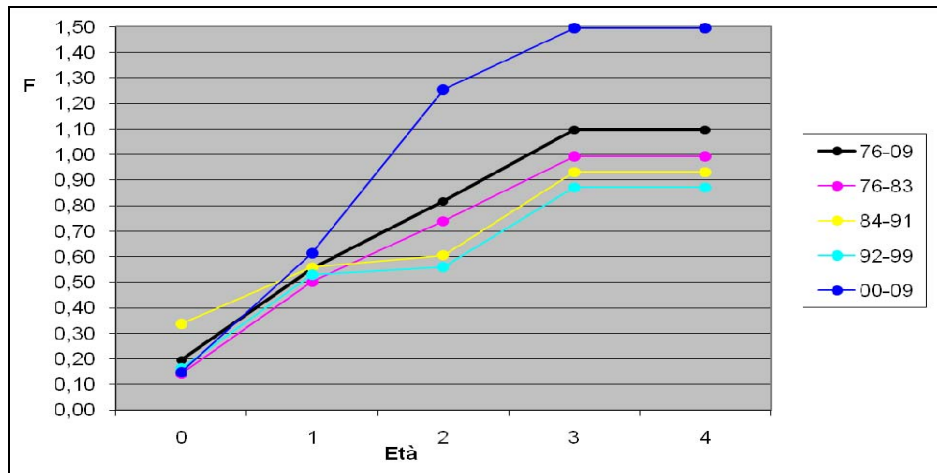
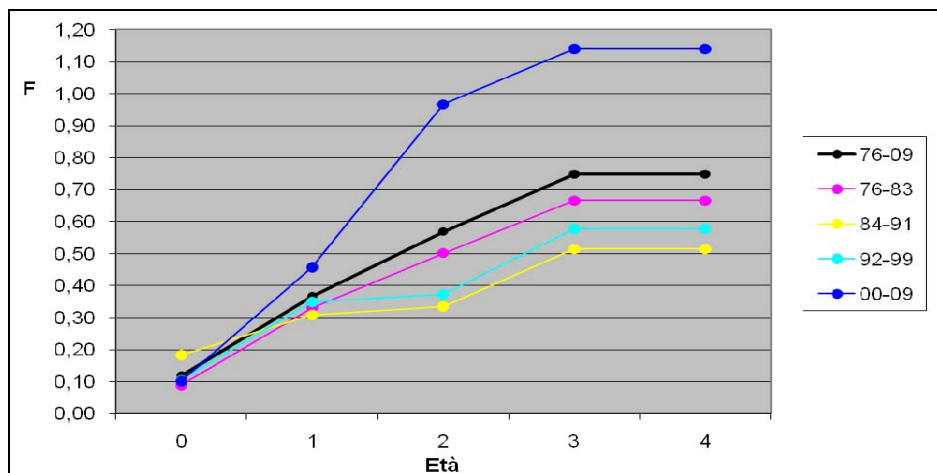


Fig. 3.4.1.3 - Andamento del tasso di mortalità da pesca,  $F$ , per classi d'età in *Engraulis encrasicolus*, "corsa" 1



**Fig. 3.4.1.4** - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Engraulis encrasicolus*, "corsa" 2

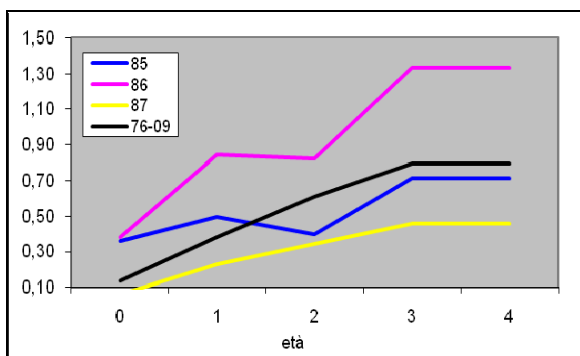


**Fig. 3.4.1.5** - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Engraulis encrasicolus*, "corsa" 3

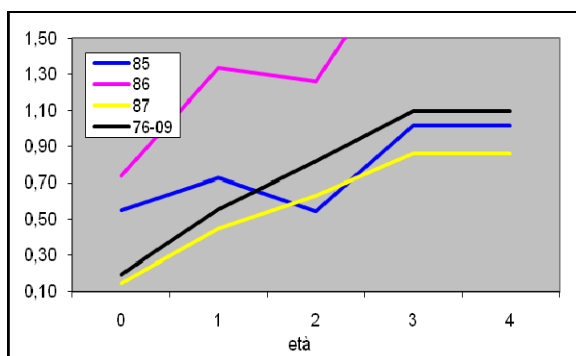
In tutte e tre le "corse", la mortalità da pesca più elevata si riscontra tra gli anni 2000 e 2009, registrando i valori più alti nelle età 3 e 4 pari a 1,18 nella "corsa" 1, 1,49 nella "corsa" 2 e 1,14 nella "corsa" 3. Questi alti valori di mortalità per pesca sono supportati dall'andamento delle catture (Fig. 3.4.1.2), in aumento per quegli anni, e dalla biomassa (Fig. 3.4.1.1), che presenta una crescita altalenante fino al 2007 e poi una immediata riduzione negli ultimi due anni, 2008 e 2009.

Può aiutare a comprendere il dettaglio del declino dello stock di alicie nel 1986. Si nota come in quegli anni la pressione di pesca sia stata molto consistente; i tassi di mortalità per pesca, F, schizzano infatti verso l'alto (Fig. 3.4.1.6, Fig. 3.4.1.7 e Fig. 3.4.1.8): con massimi di 1,3 nella "corsa" 1, 2,07 nella "corsa" 2 e 1,2 nella "corsa" 3. Una situazione

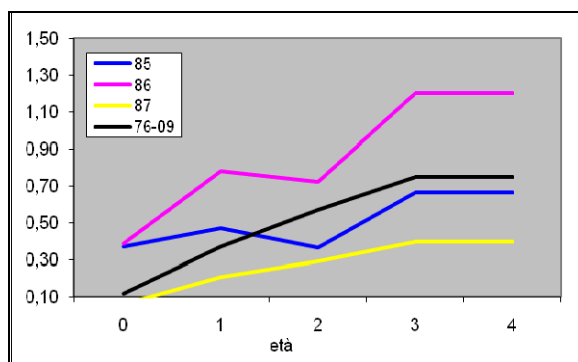
simile si ritrova dall'anno 2000 al 2003, dove i tassi di mortalità per pesca si accrescono raggiungendo i valori di 1,71 nella "corsa" 1, 2,05 nella "corsa" 2 e 1,67 nella "corsa" 3.



**Fig. 3.4.1.6** - F negli anni 85, 86, 87, "corsa" 1



**Fig. 3.4.1.5** - F negli anni 85, 86, 87, "corsa" 2



**Fig. 3.4.1.8** - F negli anni 85, 86, 87, "corsa" 3

Attraverso la VPA possiamo ricostruire anche la quantità e la distribuzione degli individui in mare. La biomassa presenta un andamento molto simile in tutte le "corse" (Fig. 3.4.1.9, Fig.3.4.1.10 e Fig. 3.4.1.11), con due evidenti picchi, all'inizio e alla fine del periodo considerato, mentre la parte centrale mantiene un trend altalenante. Per quanto riguarda la numerosità, le "corse" 1 e 3 mostrano un numero di individui molto simile, che corrispondono a circa 750.000 tonnellate negli apici e nella parte centrale non superano le 350.000 tonnellate. La "corsa" 2, invece, stima un numero di individui molto minore, tant'è che la quantità massima raggiunge solo le 485.000 tonnellate. Da notare è, anche, la distribuzione in classi d'età: l'età maggiormente rappresentata è l'età 0, seguita dall'età 1 e poi da tutte le altre.

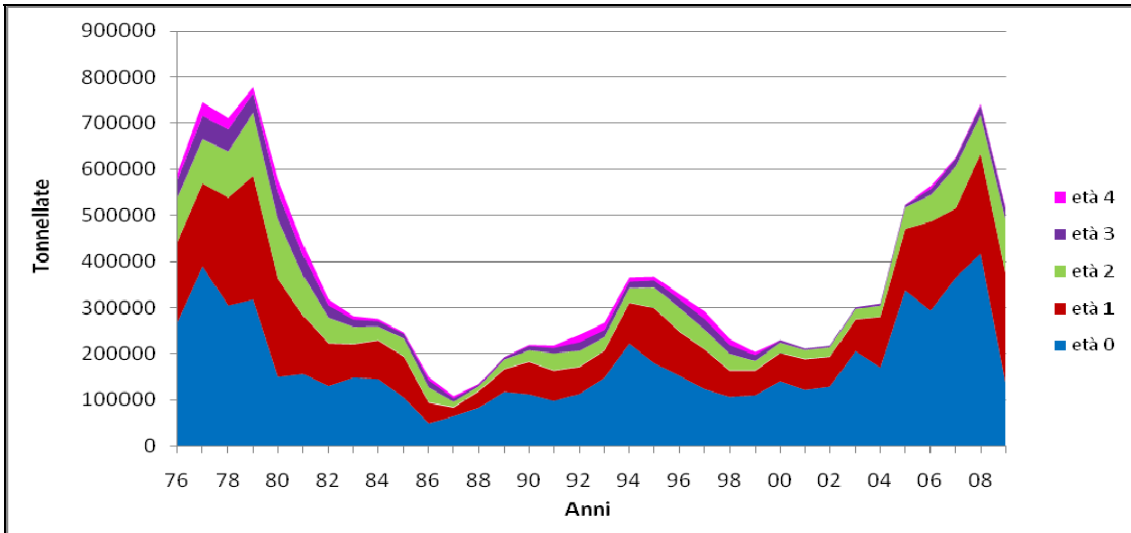


Fig. 3.4.1.9 - Biomassa totale di *Engraulis encrasicolus* suddivisa in coorti, run 1

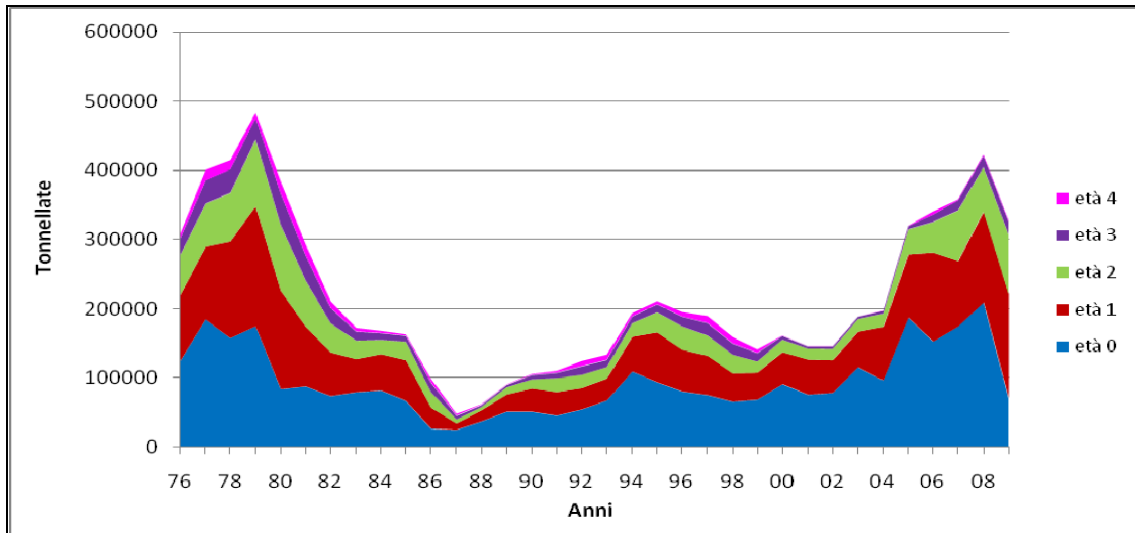


Fig. 3.4.1.10 - Biomassa totale di *Engraulis encrasicolus* suddivisa in coorti, run 2

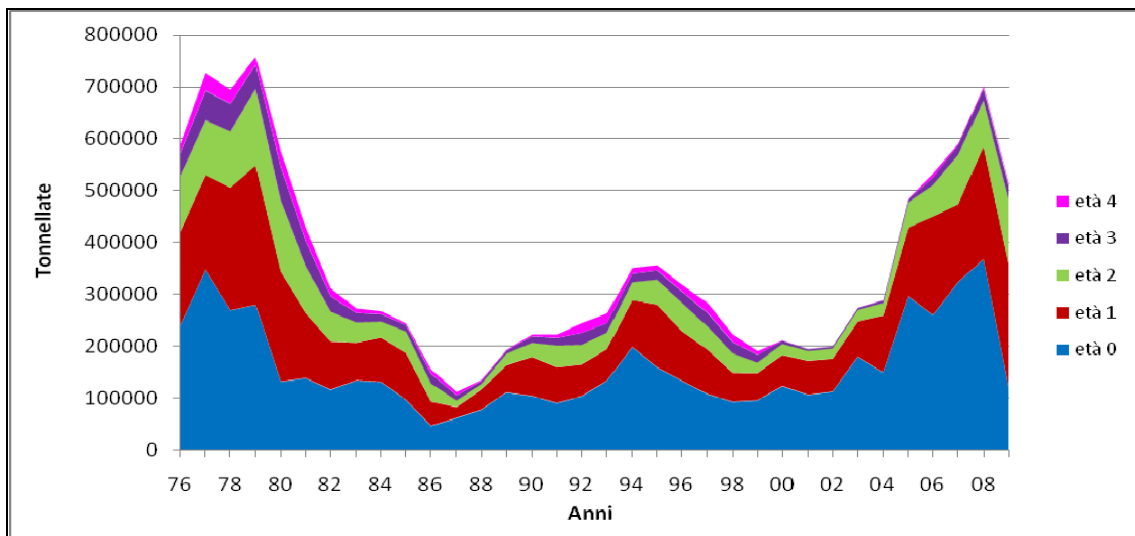


Fig. 3.4.1.11 - Biomassa totale di *Engraulis encrasicolus* suddivisa in coorti, run 3

La biomassa è ovviamente correlata con le catture. Il grafico in Fig. 3.2.1.14 mostra le catture in classi d'età; l'età più sfruttata risulta essere l'età 1, seguita dalla 2, 0, 3 e 4. Le età 3 e 4 sono poco abbondanti in mare, in quanto difficilmente i pesci riescono a raggiungere quest'età sia per cause naturali che per morte dovuta alla pesca che interviene nelle età precedenti; ciò è ben visibile, in quanto le età maggiormente pescate sono l'età 1, la 2 e la 0.

Conoscendo la mortalità naturale,  $M$ , e la mortalità per pesca,  $F$ , si può ottenere il tasso di sfruttamento,  $E$ , attraverso la relazione  $E = F/Z$  (Fig. 3.4.1.12). E' possibile, così, confrontare i tassi di sfruttamento ottenuti dalle 3 "corse" con il "reference point", pari a 0,4, definito da Patterson (1992). Questo valore è stato suggerito da Patterson (1992) come possibile punto di riferimento nella gestione degli stock dei piccoli pelagici. Basandosi su dati relativi a differenti stock in tutto il mondo, Patterson ha evidenziato come, al di sopra di tale valore del tasso di sfruttamento, lo stock mostri una probabilità relativamente elevata di andare incontro al declino.



Fig. 3.4.1.12 - Rappresentazione del tasso di sfruttamento di *Engraulis encrasicolus* nelle tre diverse "corse" confrontate con la soglia definita da Patterson (1992)

Tutti i tassi di sfruttamento ottenuti per le alici in questo lavoro si mostrano molto al di sopra del valore soglia definito da Patterson (1992). La "corsa" 2 presenta lo sfruttamento più alto, poiché una più bassa mortalità naturale, stimata con ProdBiom, comporta un livello di abbondanza inferiore e quindi la possibilità di una mortalità per pesca più alta. Le "corse" 1 e 3, dove la mortalità naturale calcolata con il metodo di Gislason *et al.* (2008 e

2010) mostra valori più alti, presenta tassi di sfruttamento simili e più moderati rispetto ai precedenti. Gli ultimi anni mostrano un tasso di sfruttamento in calo, che si avvicina alla soglia di equilibrio; ciò è positivo, ma purtroppo è anche in corrispondenza di una diminuzione dello stock di alici. Va, comunque, ricordato che la VPA presenta stime più incerte per gli anni più recenti, che quindi vanno considerate con attenzione.

### **3.4.2 *Sardina pilchardus***

In questo paragrafo sono riportati i risultati della VPA relativi allo stock di *Sardina pilchardus*. Anche per questa specie sono state considerate mortalità naturali diverse (paragrafo 3.3.2):

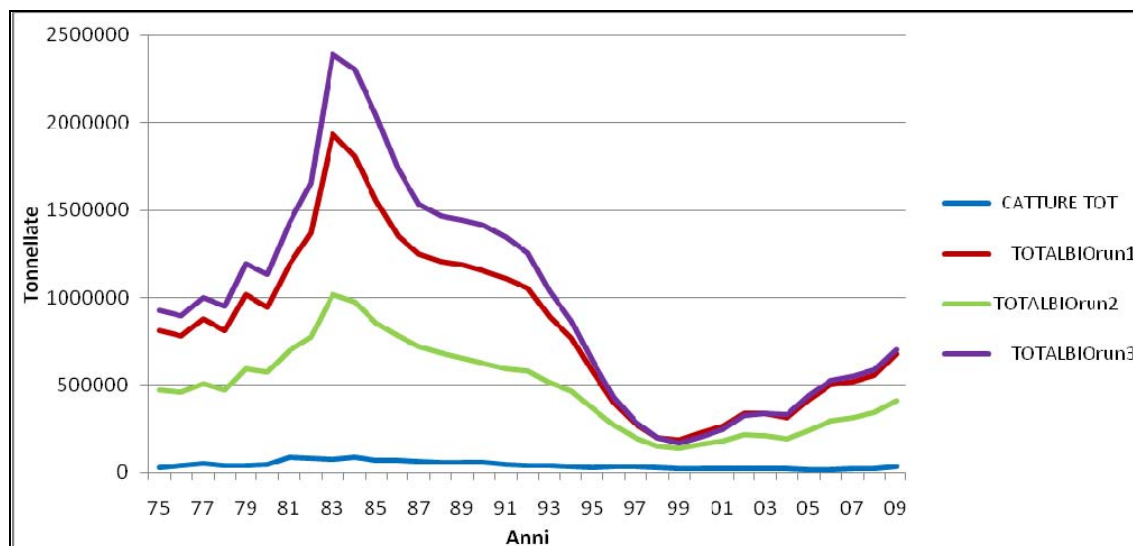
1. La prima “corsa” è stata eseguita con i valori di mortalità naturali calcolati con Gislason *et al.* (2008) (Tab. 3.3.2.1). La convergenza è stata raggiunta dopo 12 iterazioni.
2. Nella seconda “corsa” sono stati utilizzati i valori di mortalità naturale calcolati con ProdBiom (Abella *et al.*, 1998) (Tab. 3.3.2.2). La convergenza è stata raggiunta dopo 10 iterazioni.
3. Per l’ultima “corsa” è stato scelto un indice di mortalità naturale uguale per tutte le età:  $M = 0,62$ , ricavato dalla media dei tassi di mortalità naturale calcolati con entrambi i set utilizzati dal programma ideato da Gislason. La convergenza è stata raggiunta dopo 14 iterazioni.

Come precisato per le alici, anche per le sardine è necessario riportare il numero di iterazioni per accertarsi dell’attendibilità del risultato. Meno iterazioni sono necessarie, più il risultato è attendibile.

La biologia delle sardine non prevede l’utilizzo dello “split year”, in quanto la data di nascita convenzionale può essere considerata corrispondente al primo di gennaio, con conseguente riferimento al più tipico “calendar year”.

Di seguito sono esaminati e confrontati i risultati delle “corse” sopra elencate.





**Fig. 3.4.2.1** - Biomassa valutata con la VPA per lo stock di *Sardna pilchardus* dal 1975 al 2009

Lo stock di sardine della GSA 17, come quello delle alici, mostra un andamento variabile negli anni (Fig. 3.4.2.1). Ciò è stato rilevato da tutte le “corse”, che presentano, però, valori di biomassa diversi. Nella “corsa” 2, dove è stata inserita la mortalità naturale calcolata con il metodo ProdBiom (Abella *et al.*, 1998) che stima gli indici più bassi (Tab. 3.4.2.1), si ottiene una stima di biomassa inferiore rispetto alle altre; le “corse” 1 e 3, con indici di mortalità ricavati dal metodo di Gislason *et al.* (2008 e 2010), hanno quantità più simili tra loro e coincidenti in alcuni punti. Tutte quante, comunque, dall’inizio della serie storica (1975), mostrano un aumento della biomassa che raggiunge l’apice tra gli anni 1983 e 1985, segue un progressivo decremento dello stock che termina nel 1999 dove si registrano i valori di biomassa più bassi. Dal 2000 lo stock mostra un lieve aumento, che non supera comunque le 100.000 tonnellate.

Le catture sono rappresentate più in dettaglio nel grafico in Fig. 3.4.2.2. Queste hanno un andamento parallelo a quello della biomassa, tant’è che la progressiva diminuzione di quest’ultima, osservata per molti anni, è associata a una graduale riduzione delle catture. Il valore massimo delle catture si registra, infatti, nel 1985. E dal 2007, in coincidenza con un leggero aumento delle dimensioni dello stock, le catture mostrano di nuovo un certo incremento. Ciò rappresenta un segnale positivo, di probabile ripresa della specie, ma bisogna ricordare che i valori sono ancora bassi rispetto agli anni quando lo stock era consistente ed, inoltre, che le stime della VPA sono più incerte per gli anni più recenti.

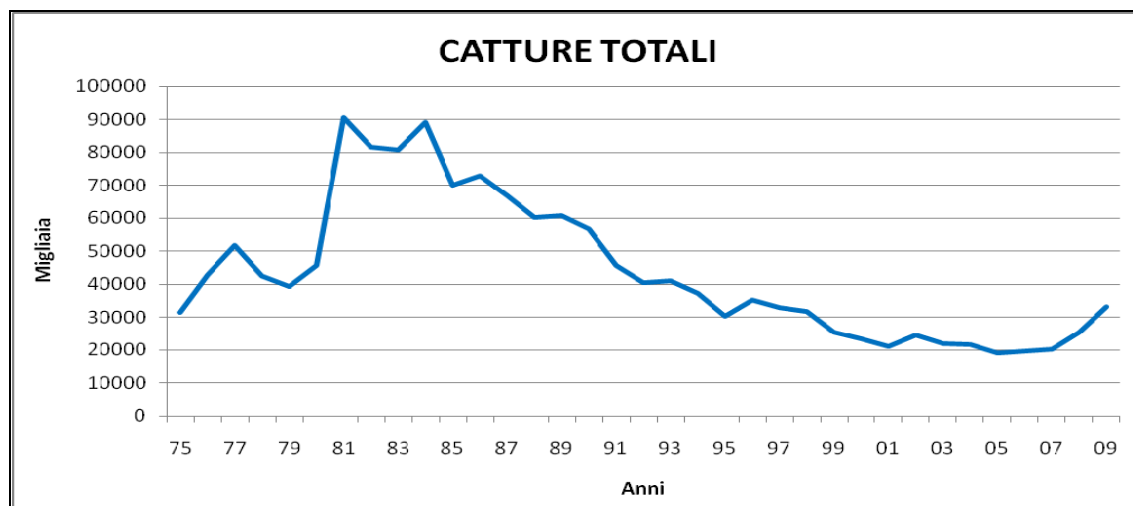


Fig. 3.4.2.2 - Quantitativi delle catture di *Sardina pilchardus* dal 1975 al 2009

Oltre alla biomassa, con la VPA è possibile individuare la mortalità per pesca,  $F$ . Di seguito sono riportati i grafici per le tre “corse” (Fig. 3.4.2.3, Fig. 3.4.2.4 e Fig. 3.4.2.5) nei quali la serie di anni campionata è stata suddivisa in quattro gruppi confrontati con l’andamento della mortalità da pesca media per classi d’età durante l’intero arco di tempo campionato. La serie temporale che presenta  $F$  maggiori è quella che comprende gli anni dal 2000 al 2009, la quale si discosta ampiamente dalla mortalità media di tutto il periodo. I tassi di mortalità da pesca maggiori si rilevano nella “corsa” 2, per la quale la mortalità naturale è più bassa, qui le età 5 e 6 raggiungono il valore di 1,6. Mentre gli indici di mortalità medi per tutto l’arco di tempo partono da 0,01 all’età 0, 0,09 all’età 1, 0,26 all’età 2, 0,45 all’età 3, 0,61 all’età 4 e 0,7 per le età 5 e 6. Nelle “corse” 1 e 3 gli andamenti di  $F$  sono simili, ma con valori più bassi rispetto alla “corsa” precedente in quanto si considerano indici di mortalità naturale maggiori. I valori dei tassi di mortalità per pesca dell’intero periodo 1975-2009 nella “corsa” 1 sono di: 0,01 all’età 0, 0,06 all’età 1, 0,2 all’età 2, 0,36 all’età 3, 0,5 all’età 4, 0,56 per le età 5 e 6; mentre per la “corsa” 3 i valori sono i seguenti: 0,01 all’età 0, 0,06 all’età 1, 0,1 all’età 2, 0,3 all’età 3, 0,38 all’età 4 e 0,44 nelle età 5 e 6.

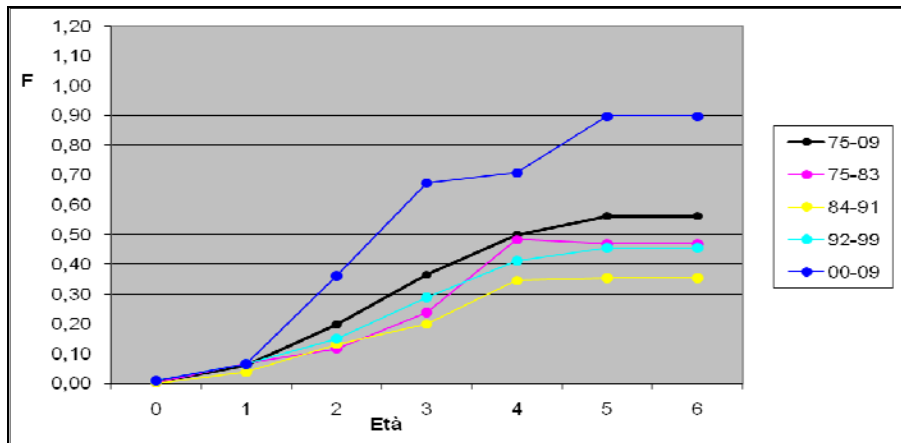


Fig. 3.4.2.3 - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Sardina pilchardus* negli anni 1975 – 2009, “corsa” 1

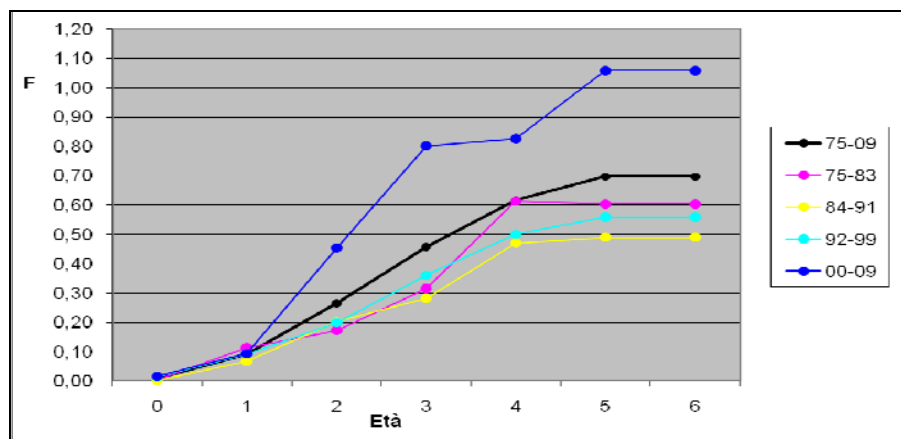


Fig. 3.4.2.4 - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Sardina pilchardus* negli anni 1975 – 2009, “corsa” 2

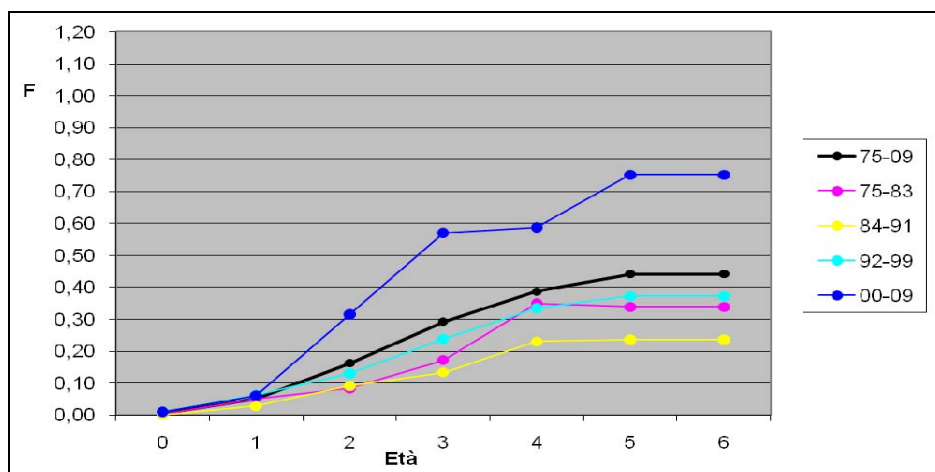
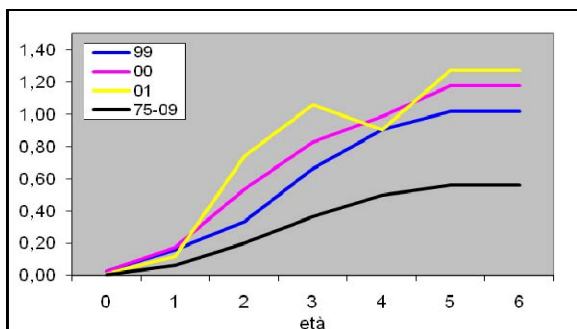
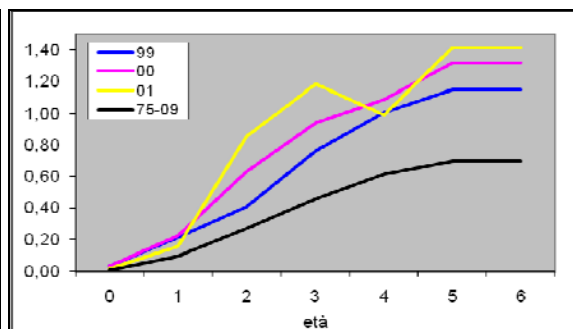


Fig. 3.4.2.5 - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Sardina pilchardus* negli anni 1975 – 2009, “corsa” 3

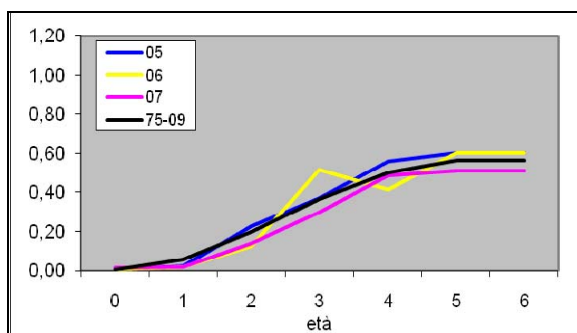
In dettaglio sono mostrati i tassi di mortalità per pesca,  $F$ , negli anni che hanno registrato la biomassa minima e negli anni più recenti. Sono presentati i grafici delle “corse” 1 e 2, in quanto la “corsa” 3 presenta risultati molto simili a quelli della “corsa” 1.



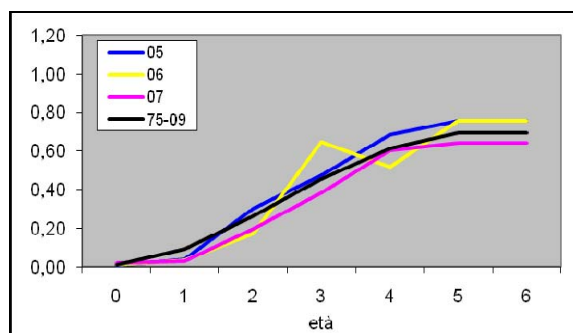
**Fig. 3.4.2.6** -  $F$  per gli anni 99, 00 e 01, “corsa” 1



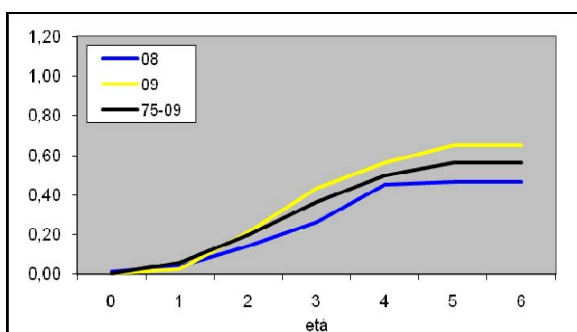
**Fig. 3.4.2.7** -  $F$  per gli anni 99, 00 e 01, “corsa” 2



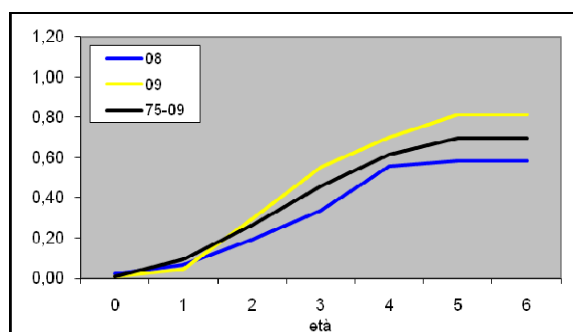
**Fig. 3.4.2.8** -  $F$  per gli anni 05, 06 e 07, “corsa” 1



**Fig. 3.4.2.9** -  $F$  per gli anni 05, 06 e 07, “corsa” 2



**Fig. 3.4.2.10** -  $F$  per gli anni 08 e 09, “corsa” 1



**Fig. 3.4.2.11** -  $F$  per gli anni 08 e 09, “corsa” 2

Negli anni 1999, 2000 e 2001, gli anni in cui lo stock di sardine raggiunge i valori minimi, entrambe le “corse” considerate presentano andamento uguale e valori molto al di sopra dell’andamento medio della mortalità per pesca per l’intera serie di anni considerata. Questi raggiungono e superano il valore di 1,2: nell’anno 2001 della prima “corsa” e già nel 2000 per la seconda “corsa” (Fig. 3.4.2.6 e Fig. 3.4.2.7). Gli ultimi anni, dal 2005 al 2009 (Fig. 3.4.2.8, Fig. 3.4.2.9, Fig. 3.4.2.10 e Fig. 3.4.2.11), mostrano  $F$  minori rispetto agli anni precedenti; questo rallentamento della pressione da pesca può aver permesso il leggero aumento della biomassa osservato.

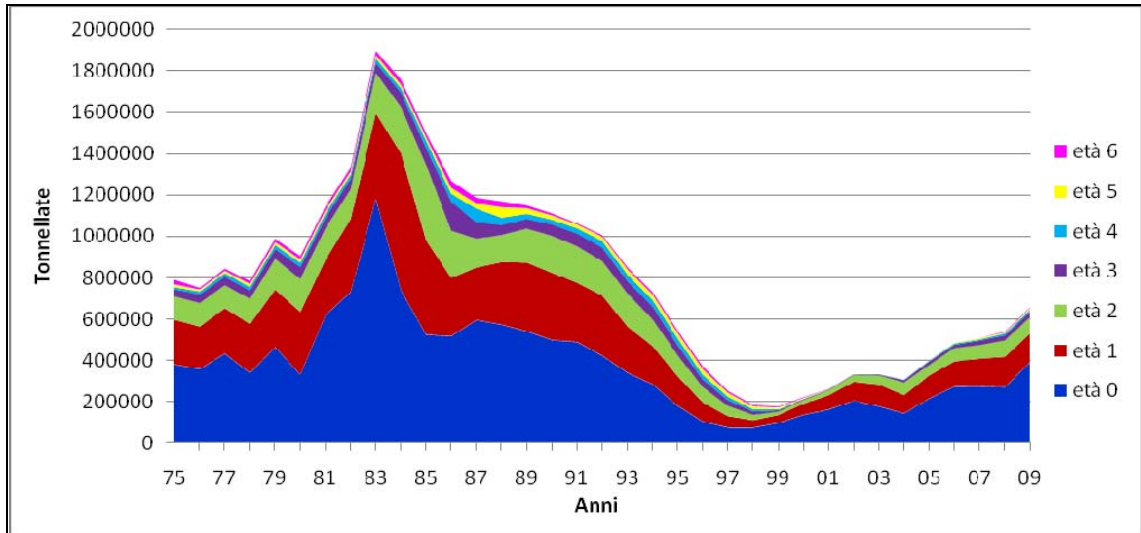


Fig. 3.4.2.12 - Biomassa totale di *Sardina pilchardus* suddivisa in coorti, "corsa" 1

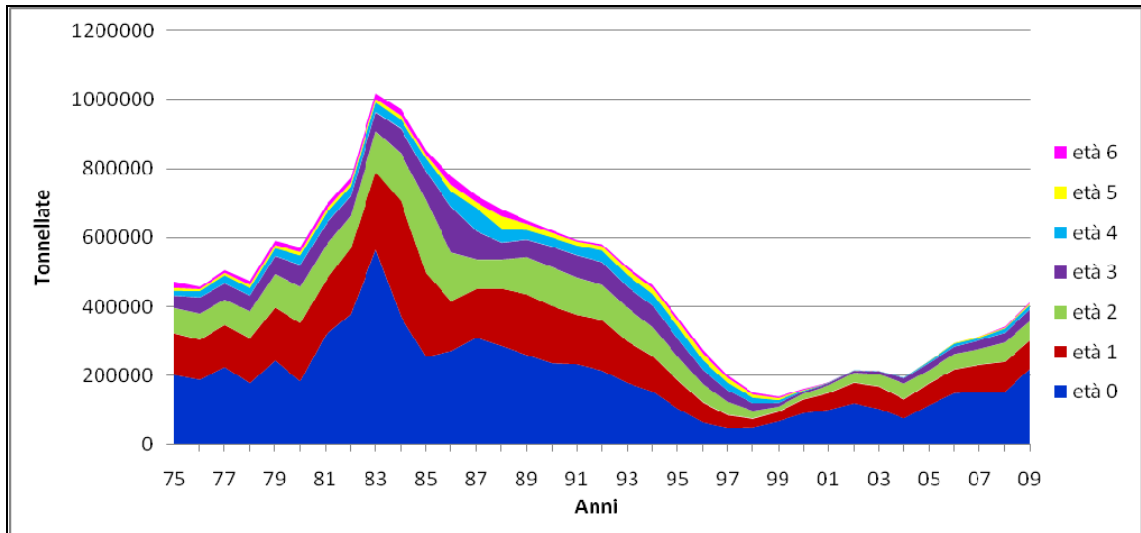


Fig. 3.4.2.13 - Biomassa totale di *Sardina pilchardus* suddivisa in coorti, "corsa" 2

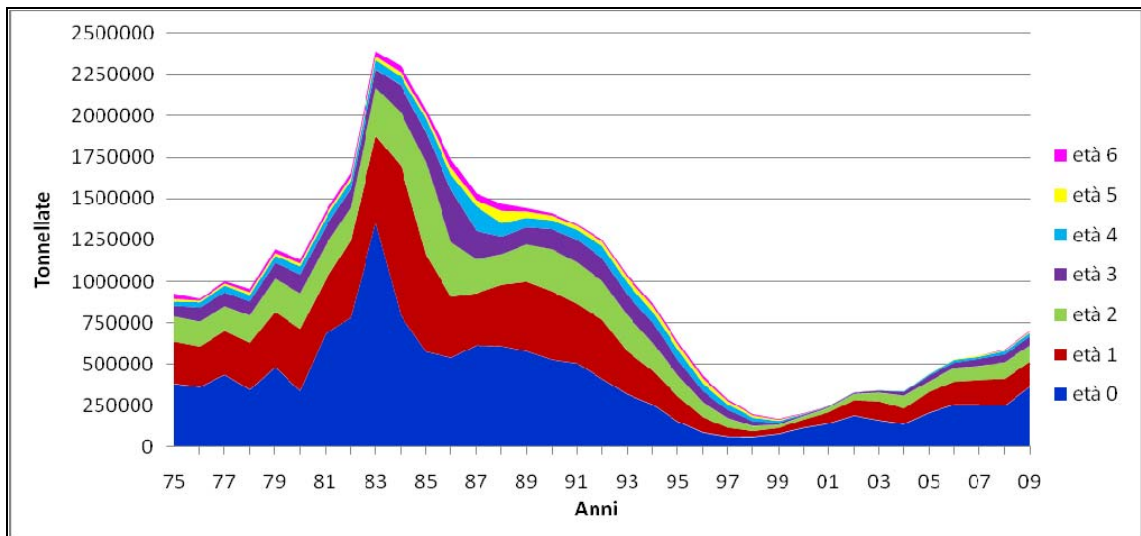


Fig. 3.4.2.14 - Biomassa totale di *Sardina pilchardus* suddivisa in coorti, "corsa" 3

Per quanto riguarda la numerosità dello stock di sardine della GSA 17, vengono riportati i grafici in Fig. 3.4.2.12, Fig. 3.4.2.13 e Fig. 3.4.2.14. Le diverse “corse” mostrano un andamento identico, ma differiscono per il livello di abbondanza stimato. La “corsa” 2, in particolare, stima una biomassa molto inferiore rispetto alle altre in quanto, come abbiamo visto per le alici, considera una bassa mortalità naturale, ricavata con il ProdBiom, che comporta un livello inferiore di abbondanza. Le “corse” 1 e 3 calcolano valori maggiori e più vicini tra loro. E’, comunque, nel 1983 che lo stock di sardine registra i valori maggiori: il numero di pesci stimato corrisponde a 1.936.812 tonnellate nella “corsa” 1, 1.019.181 tonnellate nella “corsa” 2 e 2.389.695 tonnellate nella “corsa” 3. La decrescita maggiore, invece, interviene nel 1999 dove la “corsa” 1 rileva un numero di individui pari a 186.995 tonnellate, la “corsa” 2 139.370 tonnellate e la “corsa” 3 171.012 tonnellate. Analogamente a quanto visto per le alici, per quanto riguarda la distribuzione delle classi d’età, l’età 0 è quella presente in quantità maggiori, seguita dall’età 1 e da tutte le altre.

L’andamento della biomassa riflette abbastanza bene quello delle catture per età (Fig. 3.2.2.12). Le età più sfruttate risultano essere l’età 2, 3 e 1 seguite dalla 4, 5, 6 e 0; cioè le età presenti in minor quantità nei grafici della biomassa risultano essere quelle maggiormente catturate.

Infine, come il tasso di sfruttamento,  $E = F/Z$ , differisce tra le tre “corse” e come si rapporta al “reference point”,  $F = 0,4$ , definito da Patterson (1992), è riportato in Fig. 3.4.2.15. I tassi di sfruttamento più alti si ottengono nella “corsa” 2, mentre le “corse” 1 e 3 mostrano valori più vicini tra loro e molto inferiori. Partendo dal 1975 vediamo che all’aumento della biomassa in mare (Fig. 3.4.2.1.) non corrisponde uno smodato utilizzo della risorsa ittica, ed il tasso di sfruttamento aumenta lievemente. Quando le sardine raggiungono l’apice di abbondanza si registra un picco nello sfruttamento, che risulta comunque al di sotto della soglia di Patterson (1992) per le “corse” 1 e 3, mentre per la “corsa” 2 raggiunge il valore di 0,46. Per tutto il periodo nel quale lo stock di sardine ha un trend di decrescita, i tassi di sfruttamento non subiscono forti variazioni. Nei primi anni del 2000 la progressiva diminuzione dello stock ha portato le sardine a raggiungere il minimo storico, ciò coincide con un innalzamento del tasso di sfruttamento che supera la soglia di Patterson (1992): 0,53 per la “corsa” 1, 0,59 per la “corsa” 2, 0,48 per la “corsa” 3. La riduzione dello stock ha indotto successivamente a diminuire lo sforzo di pesca, così il tasso di sfruttamento decade al di sotto del “reference point” di Patterson (1992), registrando nel 2008 i valori più bassi per gli anni più recenti: 0,29 per la “corsa” 1, 0,38

per la “corsa” 2 e 0,22 per la “corsa” 3. Nell’ultimo anno, il 2009, l’aumento delle catture sembrerebbe comportare un aumento di  $F$  e quindi del tasso di sfruttamento della risorsa.

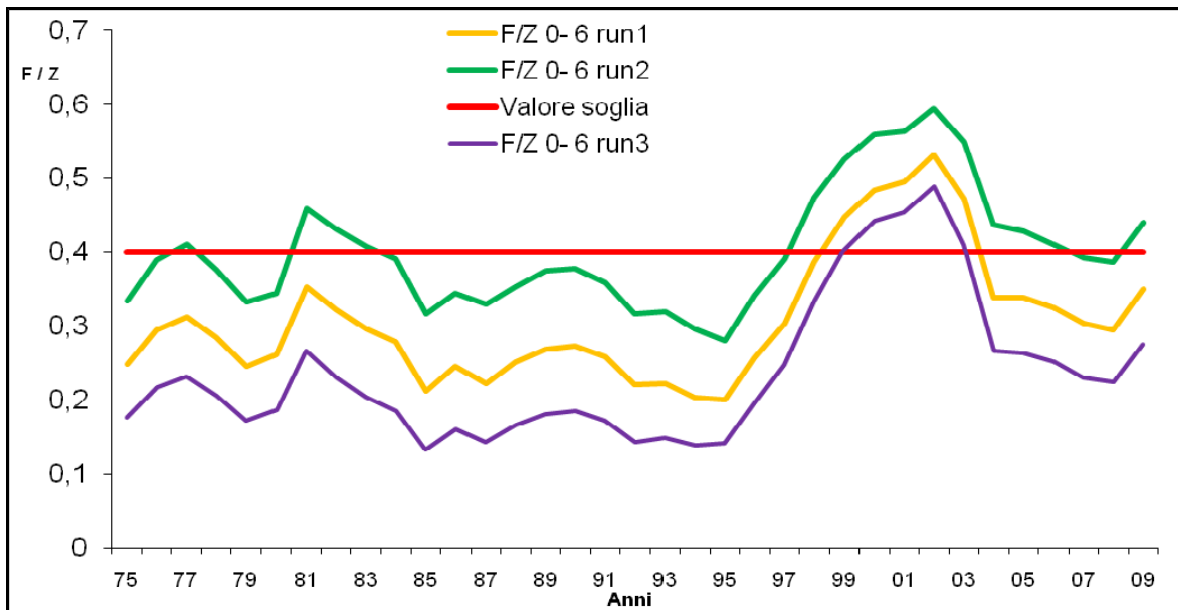


Fig. 3.4.2.15 - Rappresentazione del tasso di sfruttamento di *Sardina pilchardus* nelle tre diverse “corsa” confrontate con la soglia definita da Patterson (1992)

### 3.5 INTEGRATED CATCH AT AGE ANALYSIS

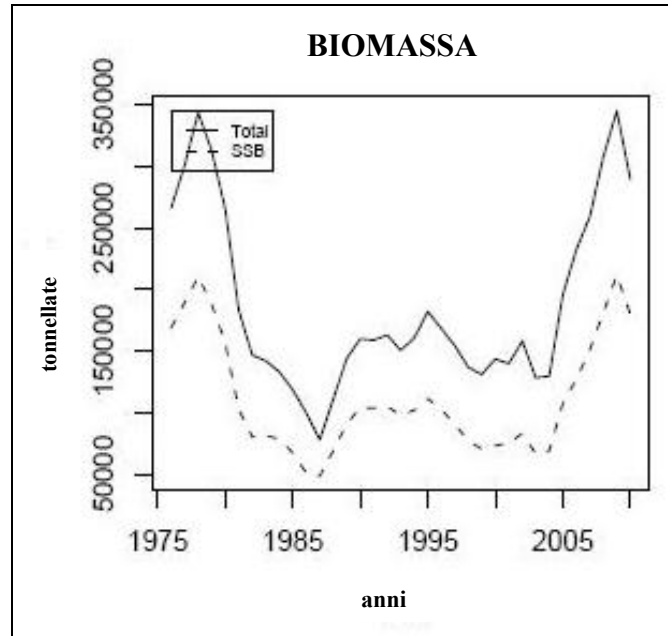
I risultati ottenuti con il “software” di Patterson & Melvin (1996) sono riassunti qui di seguito. I risultati sono stati esaminati per specie e per ognuna sono state testate tre “corsa”, utilizzando diversi intervalli di separabilità (vedi paragrafo 2.8); i tassi di mortalità naturale inseriti in tutte le tre “corsa” sono stati quelli ricavati con il metodo ideato da Gislason *et al.* (2008) (Tab 3.3.1.1 e Tab. 3.3.2.1).

#### 3.5.1 *Engraulis encrasicolus*

Per quanto riguarda le alici, come nell’applicazione della VPA, bisogna ricordare che è stato utilizzato lo “split year” e quindi il primo anno della serie storica corrisponde al 1976. Le classi di età considerate sono state 6: 0, 1, 2, 3, 4 e 5+, una classe in più rispetto alla VPA; ciò è stato necessario per ragioni tecniche, in quanto il programma richiede almeno 6 classi.

1. Anni di separabilità: 15.

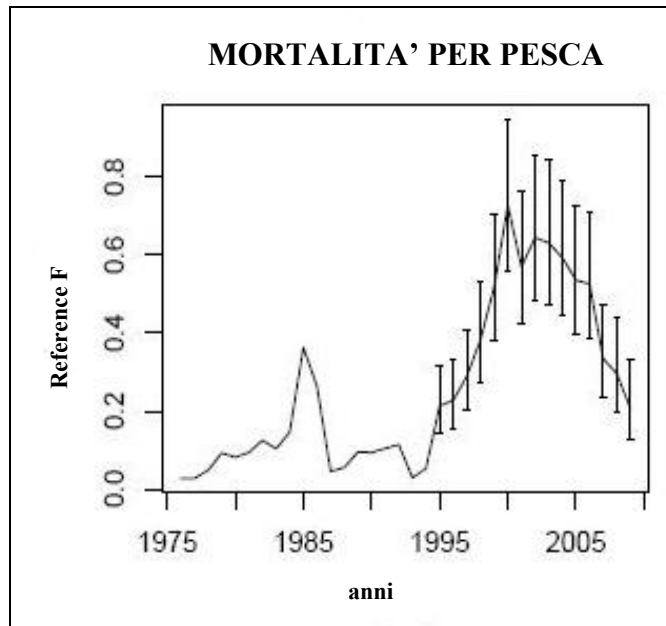
La prima “corsa” è stata eseguita considerando 15 anni di separabilità, cioè il massimo intervallo ammissibile dal programma. Di seguito sono mostrati i dati di “output”.



**Fig. 3.5.1.1** - Biomassa dello stock totale e dello stock riproduttore (SSB) in *Engraulis encrasicolus* con 15 anni di separabilità

Anche con l'ICA è possibile quantificare la biomassa, Fig. 3.5.1.1, sia per lo stock totale che per lo stock riproduttore. Questo grafico registra, come osservato in precedenza con la VPA, due picchi: uno all'inizio della serie storica considerata e uno a fine della stessa. Il valore maggiore di biomassa si registra nel 2009 con 344.894 tonnellate, mentre il valore minimo si registra nel 1987, con 77.917 tonnellate.

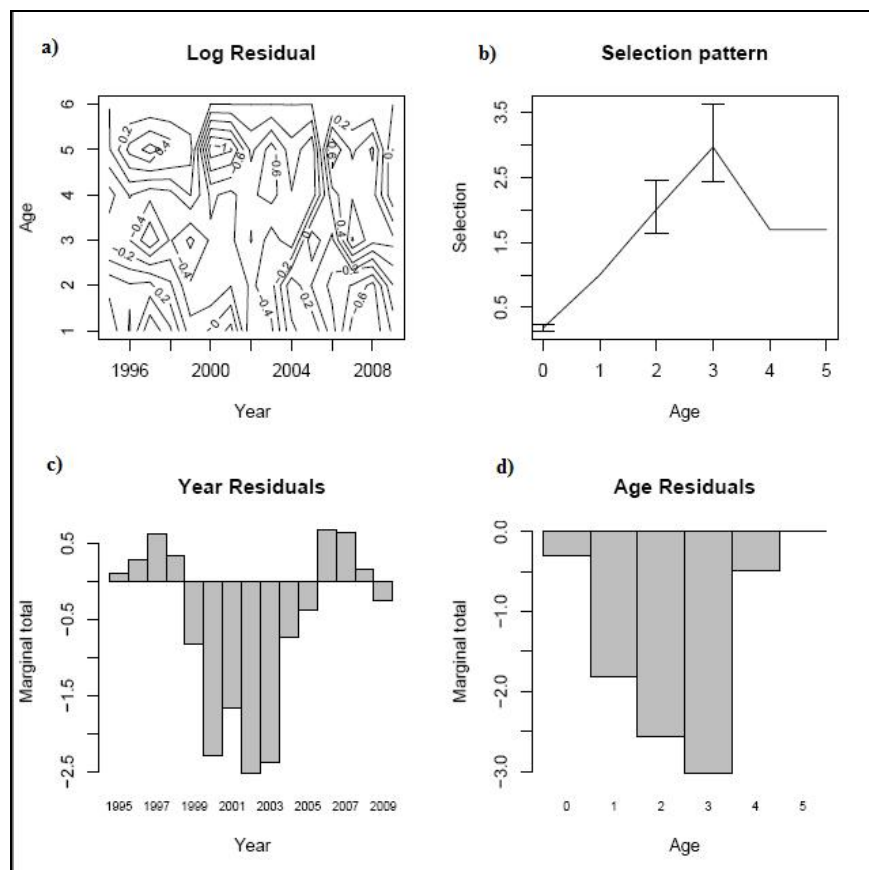




**Fig. 3.5.1.2** - Mortalità da pesca in *Engraulis encrasicolus* con 15 anni di separabilità

In Fig. 3.5.1.2 troviamo rappresentata la mortalità per pesca,  $F$ , per la “reference age”, ovvero l’età 1 per le alici. Per gli anni interessati dall’intervallo di separabilità, 1995-2009, è stata calcolata e rappresentata la deviazione standard. Gli anni precedenti al “range” di separabilità mostrano una mortalità per pesca per l’età di riferimento ricavata da una normale VPA assumendo, però, un “pattern” di selezione identico a quello considerato negli anni di separabilità. Dal 1993 si osserva una mortalità per pesca crescente, che raggiunge il valore massimo di 0,73 nel 2000; segue una progressiva diminuzione che raggiunge il valore di 0,21 nel 2009.

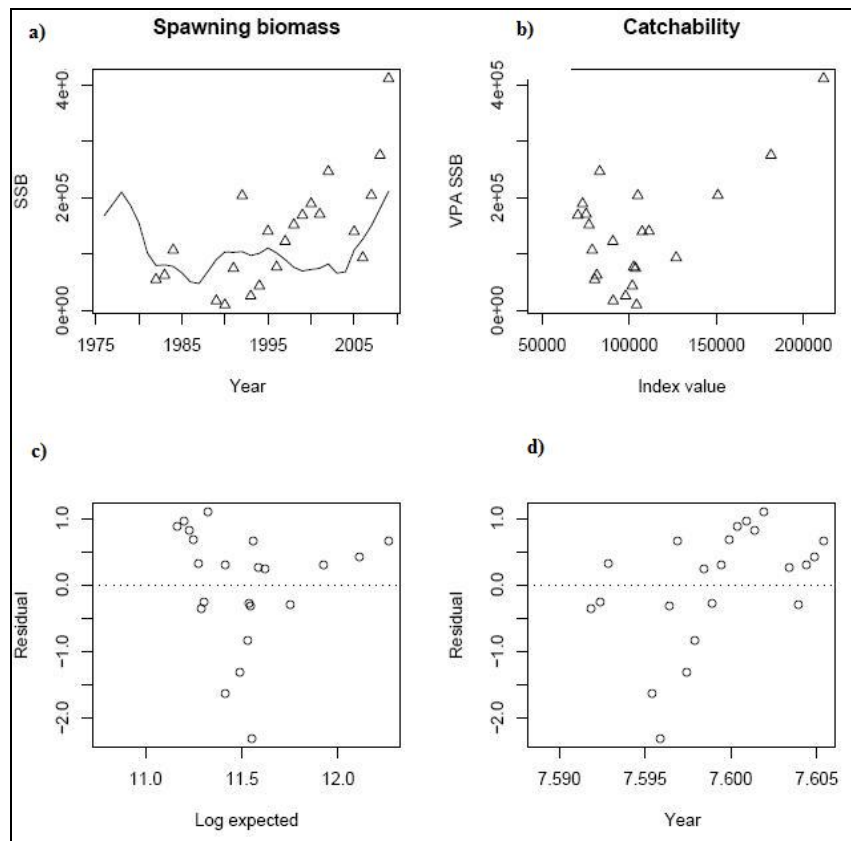
Nei grafici che seguono sono rappresentanti i residui, ovvero il confronto tra i valori attesi e i valori osservati. Attraverso questi è possibile verificare dei risultati interessanti.



**Fig. 3.5.1.3** - Grafici dei residui per *Engraulis encrasicolus* con 15 anni di separabilità

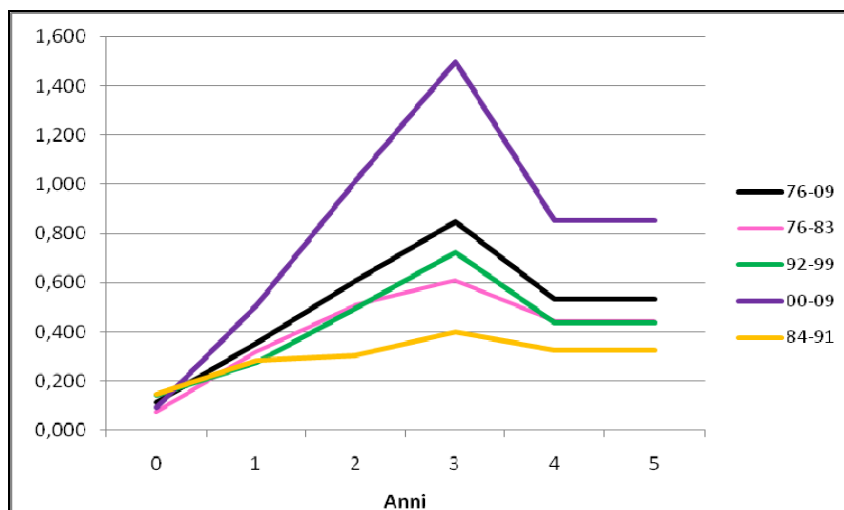
Nel grafico a) della Fig. 3.5.1.3 sono rappresentati i residui delle catture, per età e per anno, nel periodo di separabilità; mentre i grafici c) e d) rappresentano i residui disaggregati rispettivamente per anno ed età. Infine, il grafico b) mostra la selettività per classi di età, espressa in funzione della “reference age” scelta (1 anno di età): questa segue un progressivo aumento dall’età 0 che culmina nell’età 3. Da notare che la deviazione standard non è rappresentata per la “reference age” (assunta uguale a 1), per l’ultima età e per il “plus group”.

I residui delle catture per anno e per età, grafico a), non sembrano mostrare particolari “pattern”, ma una distribuzione casuale. I grafici c e d rappresentano, rispettivamente, i residui per gli anni interessati dall’intervallo di separabilità e per le età. Gli anni mostrano dei residui discretamente dispersi, in quanto si alternano tra valori positivi e negativi, quest’ultimi, però, raggiungono valori molto maggiori. Per tutte le età, invece, il grafico mostra valori negativi.



**Fig. 3.5.1.4** - Biomassa dello stock riproduttore (SSB), catturabilità e corrispondenti residui per *Engraulis encrasicolus* con 15 anni di separabilità

Altri quattro plot diagnostici sono rappresentati in Fig. 3.5.1.4. Nel primo grafico, a), è rappresentato l'andamento dello stock riproduttore nel periodo di "spawning", rapportato con i triangoli, che rappresentano i valori osservati secondo il modello di "catchability" rilevato, e mostrato a fianco, grafico b). Sotto a questi troviamo i grafici dei residui rispetto ai valori attesi, c), e agli anni considerati, d). La presenza di un qualche andamento indica che i parametri considerati non sono ben correlati; in questo caso, sia per i valori attesi che per gli anni, i residui nella parte positiva sono abbastanza ben dispersi, mentre nella parte negativa sembra si possa visualizzare un certo "pattern". La presenza di questi "pattern" rende la "corsa" influenzata probabilmente da qualche dato. Potrebbe essere, quindi necessario cambiare o migliorare i dati di "input" o le variabili scelte per la "corsa". E' possibile rappresentare i tassi di mortalità per pesca suddivisa per anni e per età, come è stato fatto per la VPA.



**Fig. 3.5.1.5** - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Engraulis encrasicolus* negli anni 1976 – 2009, “corsa” 1

Gli andamenti dei tassi di mortalità da pesca (Fig. 3.5.1.5), escludendo la serie di anni che va dal 1984 al 1991, mostrano un andamento simile, che ricalca quello del “pattern” di selezione. Questi partono da un valore di 0,1 per l'età zero, che aumenta progressivamente raggiungendo l'apice nell'età 3; nelle età 4 e 5 si ha una diminuzione di questi indici. La serie di anni che va dal 2000 al 2009 registra i tassi di mortalità da pesca maggiori, ciò è dovuto ad un aumento della biomassa, che permette catture più consistenti. Anche nella VPA, questi sono gli anni nei quali si registra la massima pressione di pesca. La serie temporale comprendente gli anni che vanno dal 1984 al 1991 mostra, invece, un “trend” particolare: non si ha un progressivo aumento che culmina nell'età 3, ma a partire dall'età 0, che registra il valore più alto per questa età, 0,15, si osserva un leggero aumento che culmina nell'età 3 con il valore di 0,4, per le età 4 e 5 si registrano i valori di 0,33. Nel complesso, però, questa serie registra i valori più bassi in assoluto di tutte le serie di anni considerate, ciò è dovuto al fatto che in quest'arco di tempo è compreso il collasso storico dello stock di alici verificatosi nel 1987.

2. Anni di separabilità: 12.

Per la seconda “corsa” è stato considerato un intervallo di separabilità di 12 anni, in quanto è l’arco di tempo nel quale sono compresi gli indici di “tuning” sia della parte est che della parte ovest dell’Adriatico.

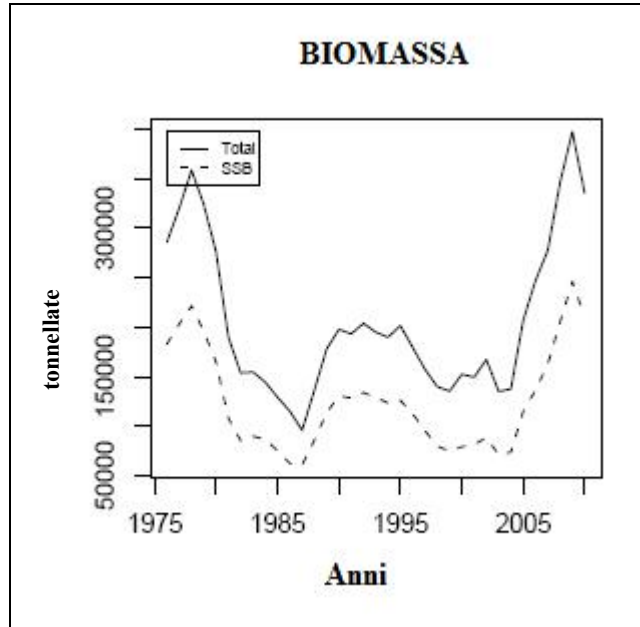


Fig. 3.5.1.6 - Biomassa dello stock totale e dello stock riproduttore (SSB) in *Engraulis encrasicolus* con 12 anni di separabilità

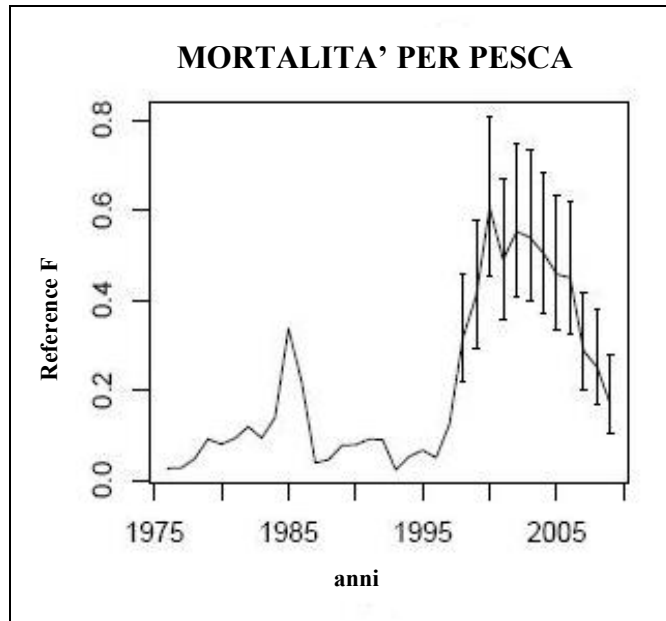
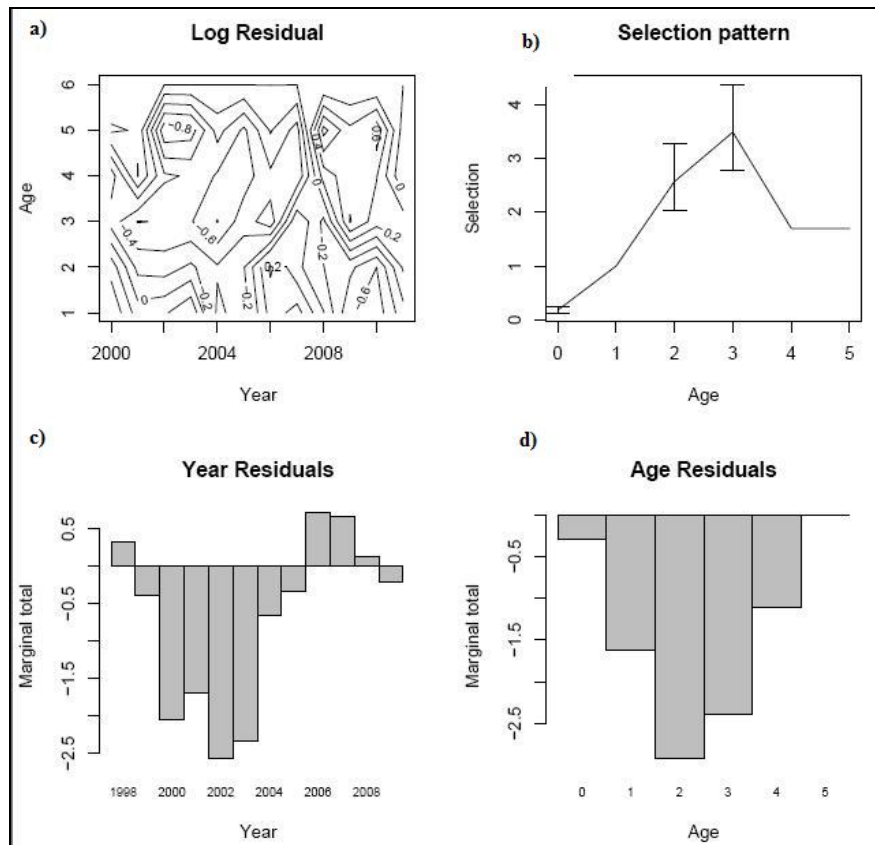


Fig. 3.5.1.7 - Mortalità da pesca in *Engraulis encrasicolus* con 12 anni di separabilità

Per quanto riguarda la dimensione dello stock, Fig. 3.5.1.6, anche in questa “corsa” l’andamento della biomassa ricalca il precedente. Presenta due picchi: uno all’inizio della serie temporale con 358.402 tonnellate e uno finale che raggiunge le 397.302 tonnellate, ovvero la quantità massima registrata nella serie di anni campionata. La biomassa rilevata è maggiore di quella calcolata nella “corsa” precedente, coerentemente con valori di mortalità per pesca inferiori (Fig. 3.5.1.7).

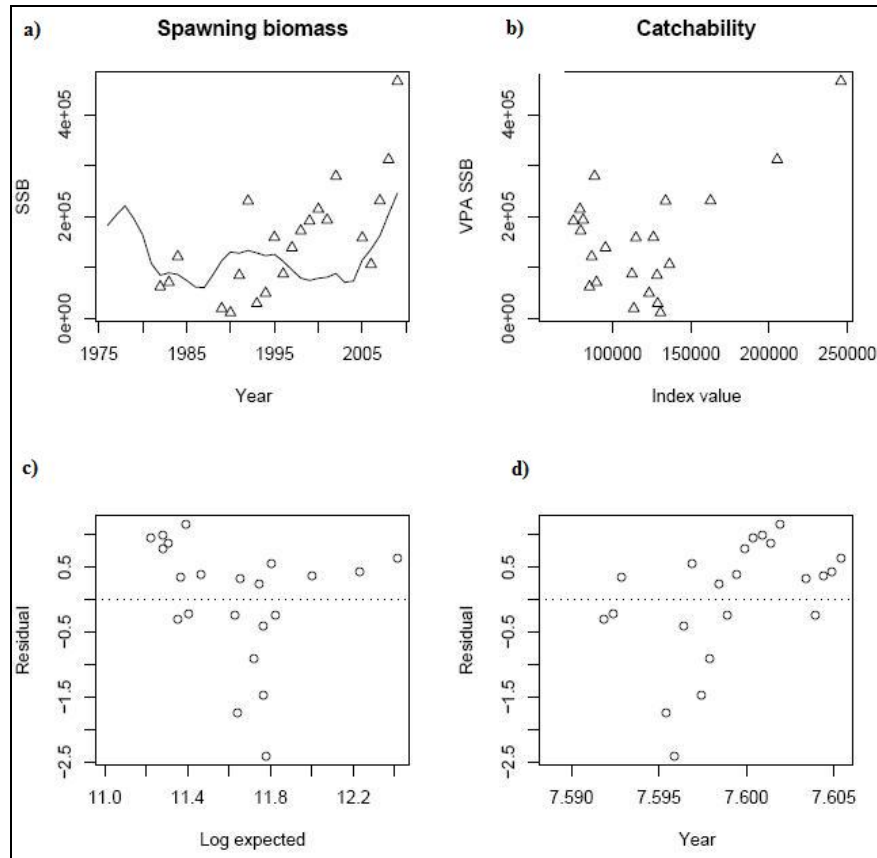
Per quanto riguarda la mortalità per pesca,  $F$ , l’andamento rispecchia il precedente, nonostante il periodo separabile sia minore, mentre gli indici rilevati assumono valori inferiori. A partire dal 1998 si registra un “trend” di mortalità per pesca in aumento, che raggiunge l’apice nel 2000 con  $F = 0,6$ ; dal 2000 in poi la mortalità diminuisce registrando il valore di 0,17 nel 2009.



**Fig. 3.5.1.8** - Grafici dei residui per *Engraulis encrasicolus* con 12 anni di separabilità

La Fig. 3.5.1.8 mostra i primi grafici diagnostici: i residui delle catture per età e per anni negli anni interessati dalla separabilità, grafico a), i residui disaggregati per anno, c), e per classi di età, d), e la selettività per classi di età, b), espressa in funzione della “reference age”: questa, come nella “corsa” precedente, aumenta dall’età 0 per culminare nell’età 3. I

grafici sottostanti, Fig. 3.5.1.7 c) e d), non presentano un buona dispersione e sono simili a quelli della “corsa” precedente. Nel grafico “year residuals” i residui sono alternati tra positivi e negativi, ma questi ultimi registrano valori superiori. Mentre, nel grafico “age residuals” i residui sono tutti sbilanciati al di sotto dello zero.

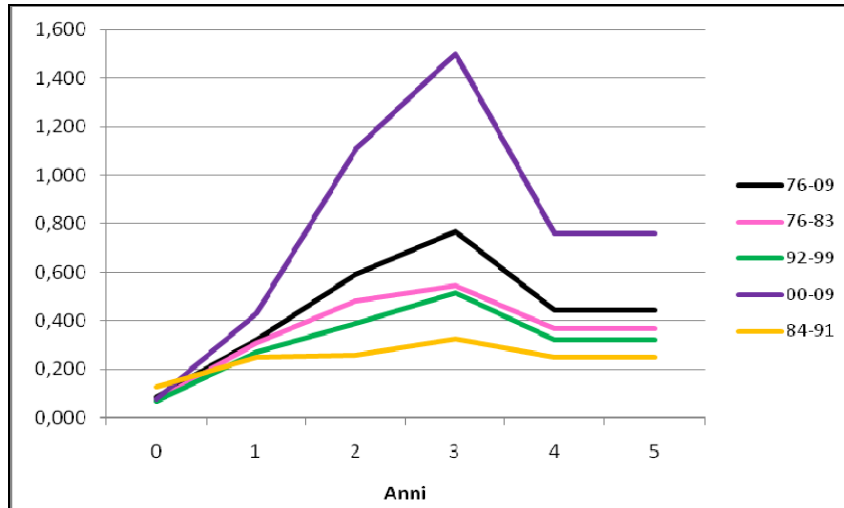


**Fig. 3.5.1.9** - Biomassa riproduttrice (SSB), catturabilità e corrispondenti residui per *Engraulis encrasicolus* con 12 anni di separabilità

Infine, la Fig. 3.5.1.9 confronta, nel grafico a), l’andamento dello stock riproduttore nel periodo di “spawning” con i valori osservati, rappresentati dai triangoli, secondo il modello di “catchability” rilevato e mostrato a fianco, grafico b). Al di sotto di questi grafici, troviamo quelli che visualizzano i residui calcolati rispetto ai valori attesi, c), e per gli anni considerati, d). Entrambi, come per la “corsa” precedente, mostrano punti abbastanza ben dispersi nella parte positiva, mentre nella parte negativa occupano un numero maggiore di valori e seguono un “trend” più lineare.

Esaminiamo, infine, i tassi di mortalità per pesca per età nelle varie serie di anni (Fig. 3.5.1.10). Di nuovo, la serie temporale 1984-1991 mostra un trend differente rispetto alle altre serie temporali e per gli stessi motivi menzionati sopra. Le altre serie di anni, invece,

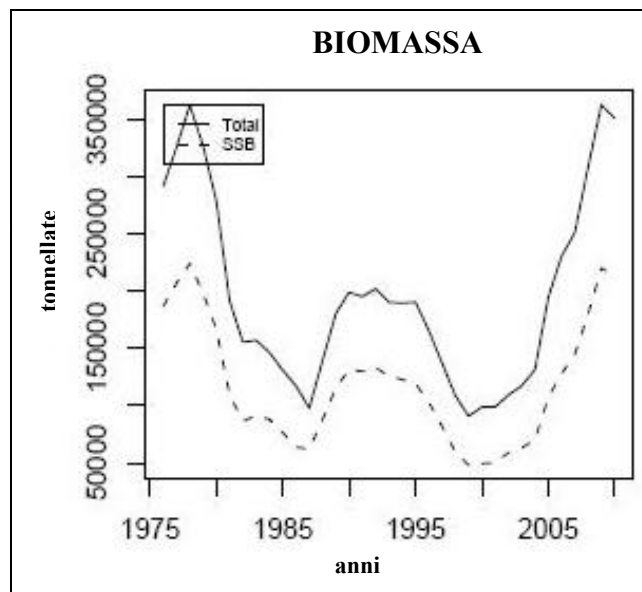
seguono l'andamento della "corsa" precedente e del "pattern" di selezione presentato in Fig. 3.5.1.8 b). Gli anni dal 2000 al 2009 presentano, anche qui, gli indici di mortalità per pesca maggiori, e per l'età 3 raggiungono lo stesso valore della "corsa" precedente: 1,5.



**Fig. 3.5.1.10** - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Engraulis encrasicolus* negli anni 1976 – 2009, "cosa" 2

3. Anni di separabilità: 5.

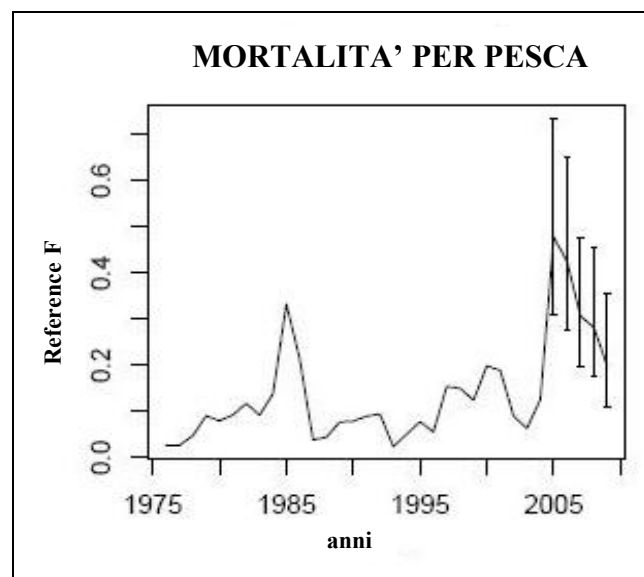
L'ultima "corsa" è stata svolta considerando un intervallo di separabilità di 5 anni, ovvero il tempo per il quale si hanno disponibili contemporaneamente gli indici di "tuning", sia per la parte est che per la parte ovest dell'Adriatico.



**Fig. 3.5.1.11** - Biomassa dello stock totale e dello stock riproduttore (SSB) in *Engraulis encrasicolus* con 5 anni di separabilità

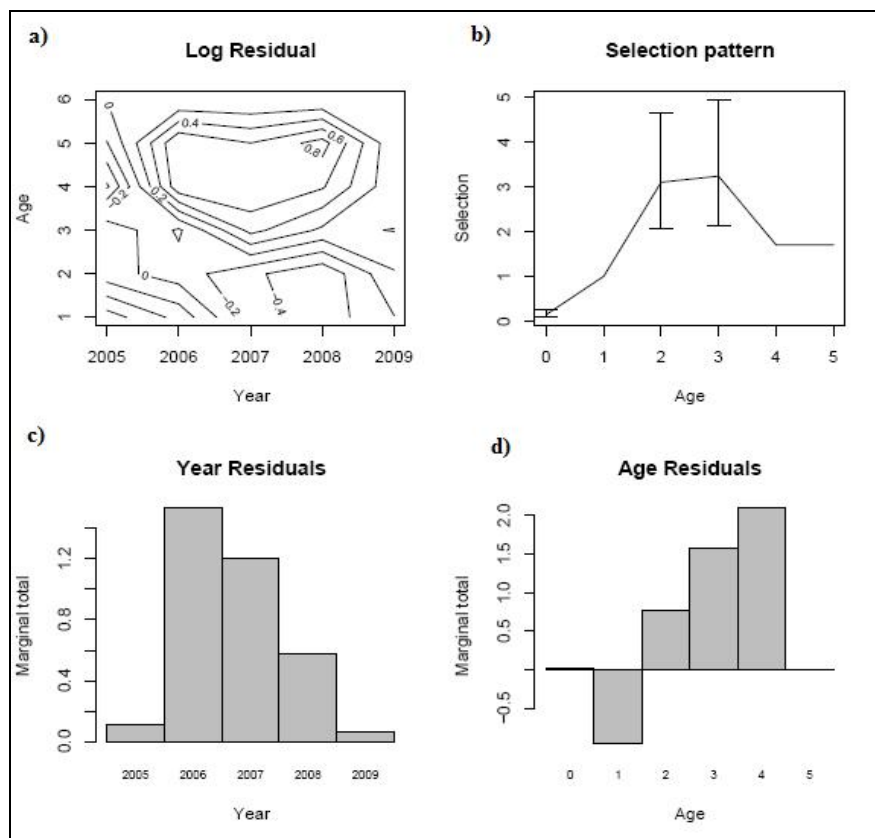


Di nuovo l'andamento dello stock e della biomassa dei riproduttori registrano sempre i due picchi ad inizio e a fine della serie storica con quantitativi molto simili: 362.381 tonnellate nel 1978 e 362.622 nel 2009 per quanto riguarda la biomassa dello stock totale. Questa volta, però, la parte centrale si differenzia leggermente dalle "corse" precedenti: oltre al calo del 1987, viene evidenziato maggiormente anche quello del 2000. Nel 1987 si registrano 97.763 tonnellate e nel 1999 si scende a 91.004, il valore più basso della serie storica. Questa diminuzione dello stock viene evidenziata maggiormente in questa "corsa", probabilmente perché i primi anni del 2000 non rientrano nell'intervallo di separabilità, ma sono soggetti a una normale VPA. Nel paragrafo precedente, si è potuto, infatti, notare questo pseudocollasso in tutte le "corse". E' desumibile, dunque, che una selettività costante negli anni può ridurre questo calo non tanto credibile, in quanto non riscontrabile dalle catture rilevate. Dalla drastica diminuzione del 1999, lo stock inizia poi una progressiva ripresa che lo porta a raggiungere il picco massimo rilevato nel 2009.



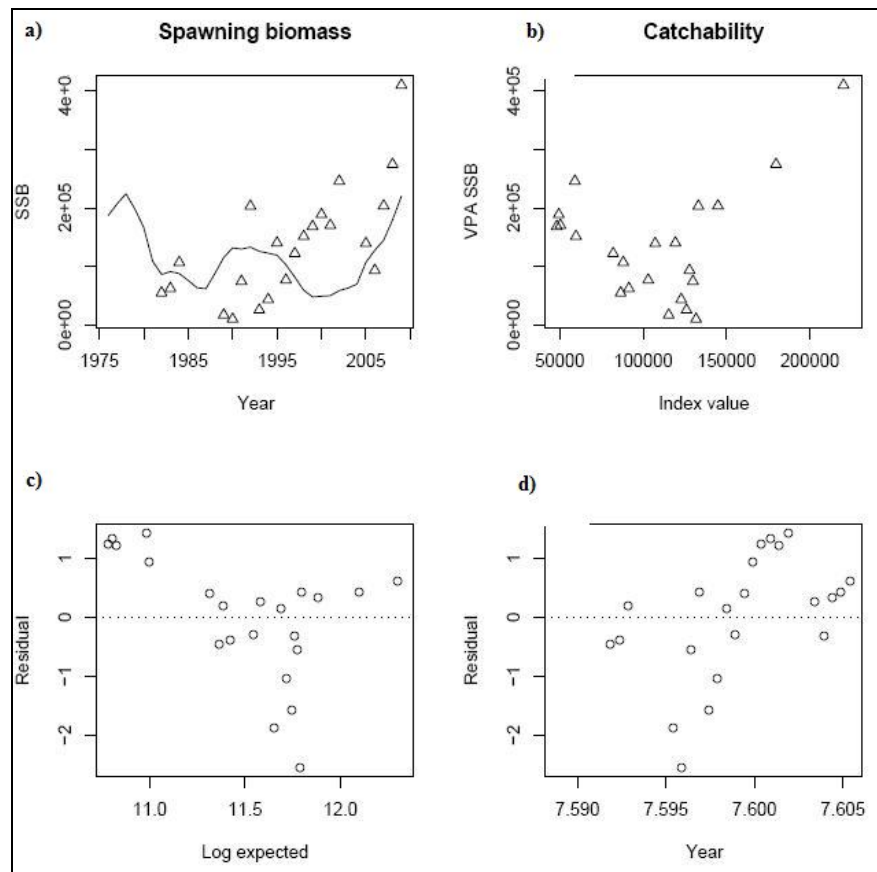
**Fig. 3.5.1.12** - Mortalità da pesca in *Engraulis encrasicolus* con 5 anni di separabilità

Questa volta, la mortalità per pesca, F, presenta un picco più limitato, in quanto il valore massimo si registra per il primo anno di separabilità, il 2005, con  $F = 0,48$ , dopo il quale si osserva una ripida diminuzione fino al raggiungimento del valore 0,2 nel 2009.



**Fig. 3.5.1.13** - Grafici dei residui per *Engraulis encrasicolus* con 5 anni di separabilità

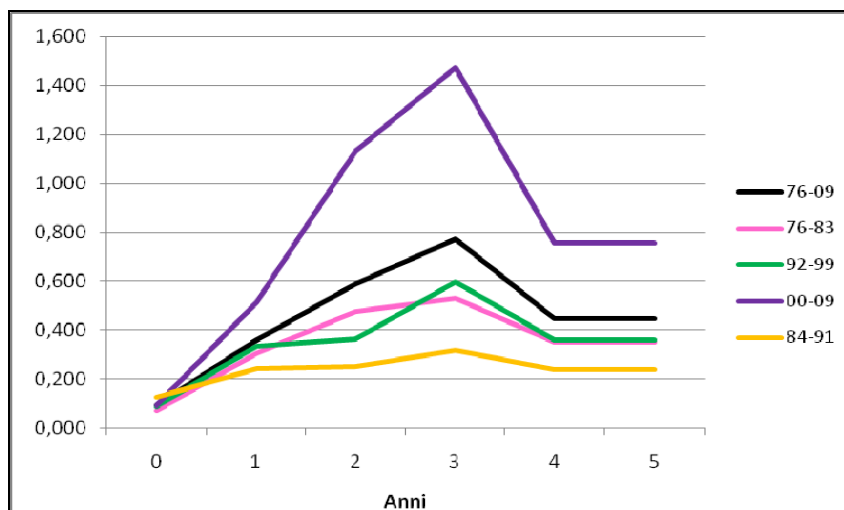
La Fig. 3.5.1.13 mostra i primi 4 grafici diagnostici. Nel grafico a) sono presentati i residui delle catture nell'intervallo di separabilità; nel grafico b) è visualizzato il pattern di selezione, con un andamento meno accentuato rispetto alle "corse" precedenti, in quanto a partire dall'età 0 vi è un aumento che culmina nell'età 2 per poi aumentare lievemente e raggiungere l'età 3. I grafici dei residui per gli anni di separabilità, c), e per le età, d) sono diversi da quelli ottenuti precedentemente, ma comunque non presentano valori ben dispersi; entrambi presentano valori sbilanciati nella parte positiva, solo l'età uno registra un valore negativo.



**Fig. 3.5.1.14** - Biomassa riproduttrice (SSB), catturabilità e corrispondenti residui per *Engraulis encrasicolus* con 5 anni di separabilità

Infine, la Fig. 3.5.1.14 mostra gli ultimi grafici diagnostici. E' utile soffermarsi a considerare i grafici che visualizzano i residui calcolati rispetto ai valori attesi, c), e agli anni considerati, d). Entrambi non presentano buoni valori dei residui: sia nella parte positiva che negativa i valori non sono ben dispersi, ma sembrano invece formare dei "pattern". Inoltre, come per le "corse" precedenti, i punti della parte negativa assumono valori maggiori.

Esaminiamo, infine, anche per quest'ultima "corsa" i tassi di mortalità da pesca (Fig. 3.5.1.15). L'età 3, anche in questa "corsa", mostra i valori maggiori per tutte le serie di anni. In questo caso, però, l'andamento delle varie serie di anni nelle varie età non è rappresentato da una crescita lineare, ma, corrispondentemente al "pattern" di selezione, che si presenta scalare. La serie che comprende gli ultimi anni, 2000 – 2009, mostra, come per le altre "corse", gli indici di mortalità da pesca maggiori. Mentre la serie di anni 1984-1991 presenta i valori più bassi, sia della "corsa" in questione che rispetto alle altre. Di nuovo, questi valori così bassi sono probabilmente influenzati dallo storico collasso dello stock di alici del 1987.



**Fig. 3.5.1.15** - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Engraulis encrasicolus* negli anni 1976 – 2009, “corsa” 3

Per quanto riguarda il confronto dei risultati delle tre “corse”, si osserva quanto segue. In figura 3.5.1.16 troviamo rappresentante le biomasse dello stock totale calcolate dalle tre “corse”. L’andamento della biomassa è simile per tutte le run utilizzate, in particolare per quanto riguarda i picchi registrati negli anni iniziali e finali, dove le linee si intersecano più volte. E’, invece, nella parte centrale che si riscontrano piccole differenze. La prima “corsa”, che considera una separabilità di 15 anni, calcola valori minori, che registrano anche la biomassa inferiore del calo avvenuto nel 1987. Le biomasse valutate con 12 anni di separabilità, “corsa” 2, e 5 anni di separabilità, “corsa” 3, calcolano un numero maggiore di tonnellate in mare e hanno un andamento più simile, quasi coincidente fino al 1995. Dopodichè la “corsa” 2 si avvicina ai valori della “corsa” 1, mentre la “corsa” 3, con una separabilità di 5 anni, continua a far registrare valori in diminuzione, sottolineando lo pseudocollasso dei primi anni del 2000. A partire dal 2004 tutte e tre le linee tornano ad avere uguale andamento crescente.

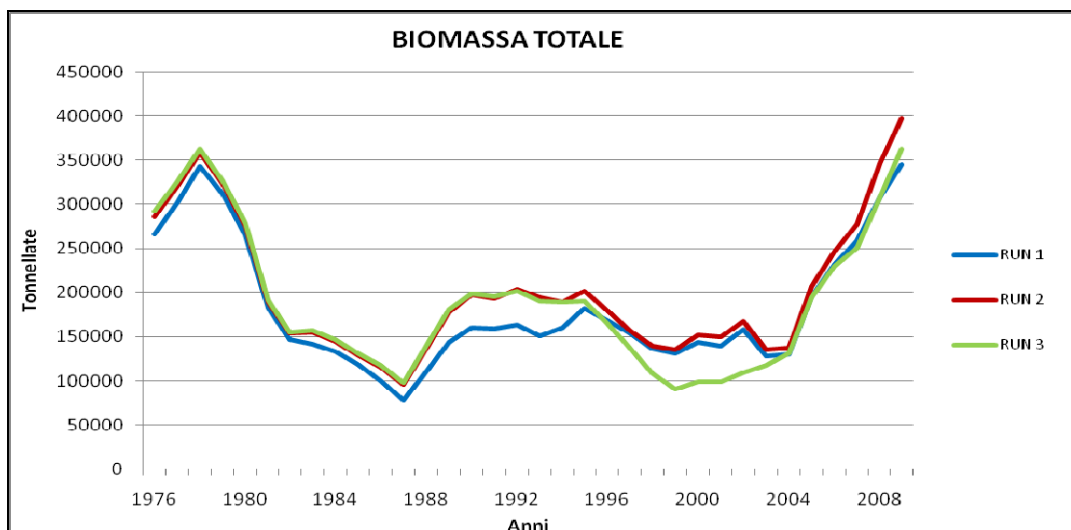


Fig. 3.5.1.16 - Biomassa di *Engraulis encrasicolus* nelle tre “corse”

Infine, osserviamo i tassi medi di mortalità per pesca,  $F$ , delle classi 1, 2, 3 e 5 (fig. 3.5.1.14). Di nuovo, le tre “corse” non registrano particolari differenze e l’andamento è molto simile. Solo l’intervallo di separabilità di 15 anni, “corsa” 1, registra indici di  $F$  leggermente superiori soprattutto nella parte centrale.

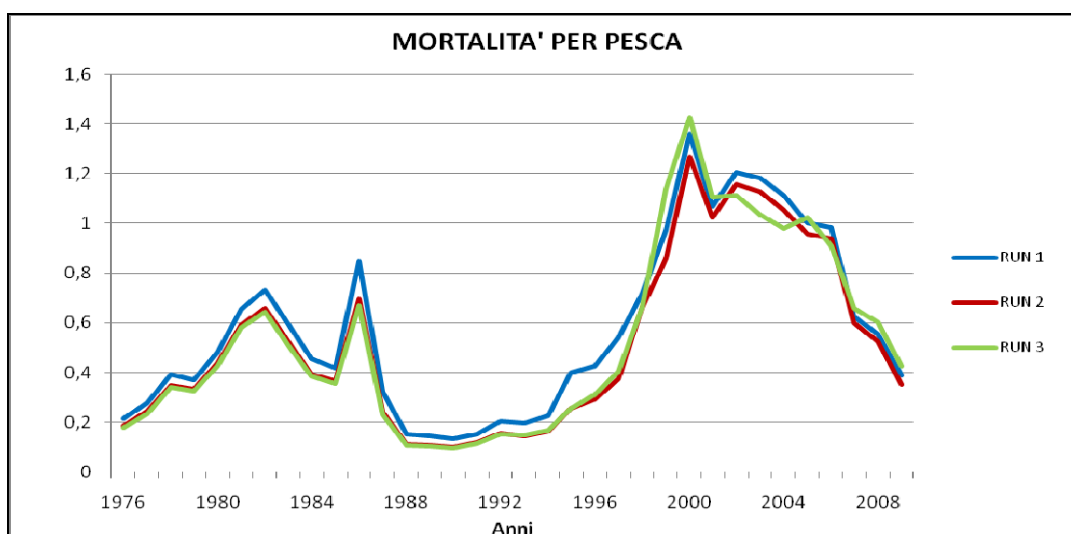


Fig. 3.5.1.14 - Mortalità media per pesca,  $F$ , in *Engraulis encrasicolus*; confronto per le tre run

Possiamo concludere affermando che, lo stock di alici della GSA 17 presenta andamenti simili in tutte tre le “corse”. Le tre “corse” si mostrano in accordo per quanto riguarda la stima della biomassa, che presenta trend molto simili e quantitativi non così distanti, e la mortalità per pesca, dove andamento e valori rilevati sono ancora più somiglianti. E’ importante, però, sottolineare l’effetto della separabilità: la selettività costante ha permesso

di diminuire i valori dello pseudocollasso dei primi anni del 2000, presente invece nella “corsa” 3, nella quale quegli anni sono sottoposti alla VPA.

La “corsa” migliore va, quindi, scelta comparando i trend di biomassa e mortalità da pesca ottenuti con i residui presentati nei plot diagnostici. Questi valutano la bontà della “corsa” confrontando i valori attesi con quelli ottenuti, e per essere considerati “buoni” devono presentarsi ben dispersi e non presentare particolari andamenti. Tutte le “corse” visualizzano residui non ben rappresentati, ciò potrebbe far sospettare che i dati inseriti presentano qualche imprecisione o che è necessario modificare altre variabili del programma utilizzato. Osservando le figure sopra presentate risultano, comunque, essere maggiormente attendibili i risultati prodotti dalla “corsa” 1.

### 3.5.2 *Sardina pilchardus*

Di seguito sono riportati i risultati ottenuti per lo stock di sardine. Per questa specie, come nell'applicazione della VPA, l'anno di inizio della serie storica è il 1975 in quanto non è previsto lo "split year", bensì il tipico "calendar year".

Le classi di età considerate sono state 7: 0, 1, 2, 3, 4, 5 e 6+, in accordo con il programma di VPA.

Anche per *Sardina pilchardus* si sono effettuate tre "corse" con differenti intervalli di separabilità.

#### 1. Anni di separabilità: 15

La prima "corsa" è stata eseguita con il massimo intervallo di separabilità permesso dal programma: 15 anni.

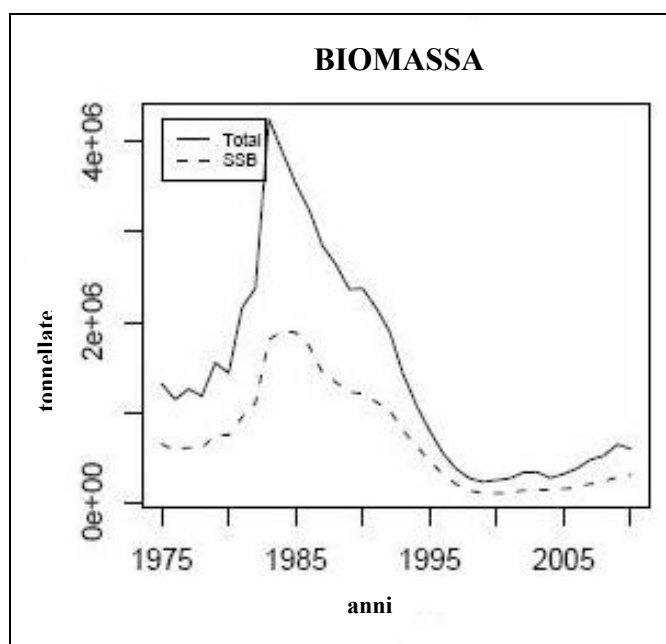


Fig. 3.5.2.1 - Biomassa dello stock totale e dello stock riproduttore (SSB) di *Sardina pilchardus* con 15 anni di separabilità

La biomassa dello stock di sardine presenta, a partire dal 1975, un progressivo aumento che culmina nel 1983 con una biomassa totale di 4.256.093 tonnellate. Negli anni successivi si osserva, invece, una continua e progressiva decrescita che raggiunge il punto più basso nel 1999 con 226.380 tonnellate. Gli ultimi anni mostrano una lieve ripresa.

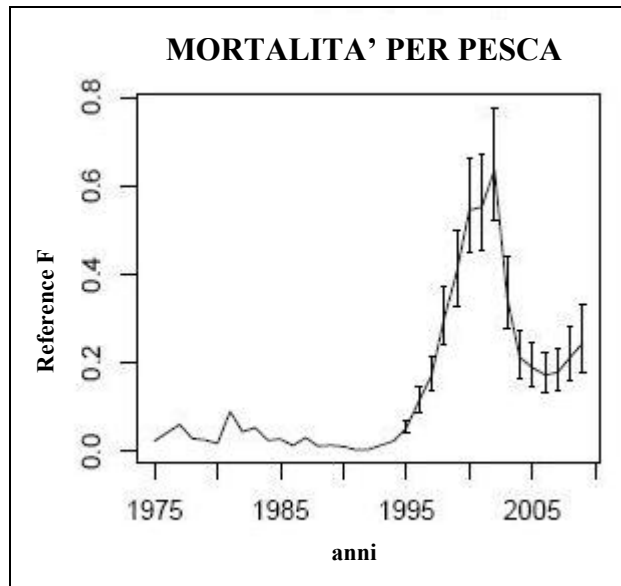
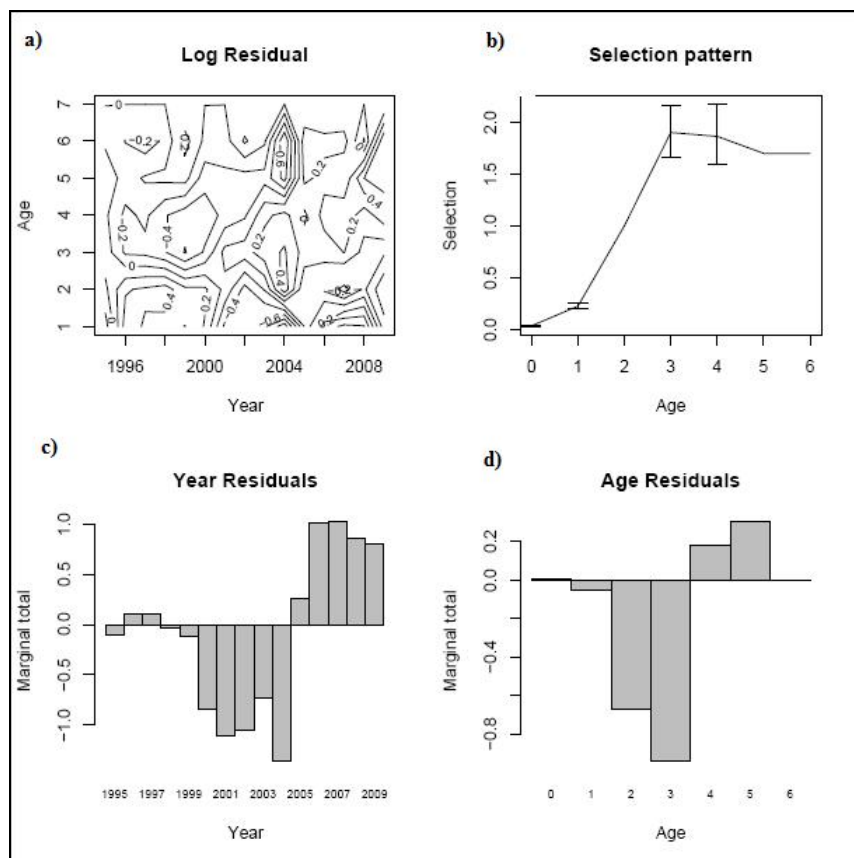


Fig. 3.5.2.2 - Mortalità da pesca dello stock di *Sardina pilchardus* con 15 anni di separabilità

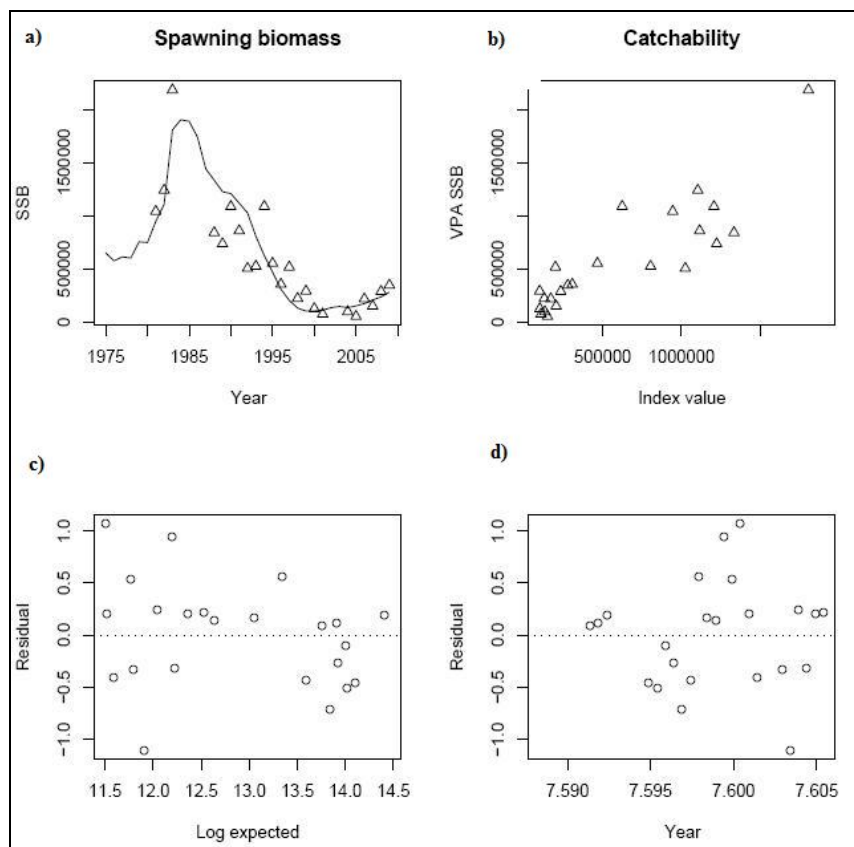
La mortalità da pesca,  $F$ , viene rappresentata per la “reference age” (assunta uguale a 2 per le sardine). Come per le alici, anche per le sardine, negli anni interessati dalla separabilità, 1995-2009, viene eseguita un’analisi stastica ed è rappresentata la deviazione standard. Mentre, negli anni antecedenti il “range” di separabilità, la mortalità da pesca riportata deriva da una normale VPA con “pattern” di selezione identico a quello considerato per gli anni separabili. Il 1995 rileva una  $F$  pari a 0,05, che negli anni successivi si incrementa fino a raggiungere il massimo valore di 0,64 nel 2002. Dal 2002 la mortalità da pesca subisce una nuova diminuzione fino al 2007; gli ultimi due anni registrano invece un andamento in leggero aumento.





**Fig. 3.5.2.3** - Grafici dei residui per *Sardina pilchardus* con 15 anni di separabilità

Nella Fig. 3.5.2.3 sono mostrati i primi grafici diagnostici. I residui delle catture rapportati alle età e agli anni compresi nella separabilità, si leggono in a), mentre in b) si osserva la selettività per classi di età, espressa in funzione della “reference age” prescelta (2 anni di età): questa selettività mostra un progressivo aumento a partire dall’età 0 e che culmina nelle età 3 e 4, registrando una leggera diminuzione in quest’ultima. Da ricordare che la deviazione standard non è rappresentata per la “reference age”, per l’ultima età e per il “plus group”. Nella medesima figura sono presenti anche il grafico c), che rappresenta i residui per gli anni interessati dall’intervallo di separabilità, ed il grafico d), che mostra i residui in base alle età considerate. Il primo mostra dei residui abbastanza buoni, in quanto vi è un’alternanza tra positivi e negativi, anche se dopo il 1999 i valori si allontanano abbastanza dallo zero; mentre il secondo presenta dei residui sbilanciati nella parte negativa.

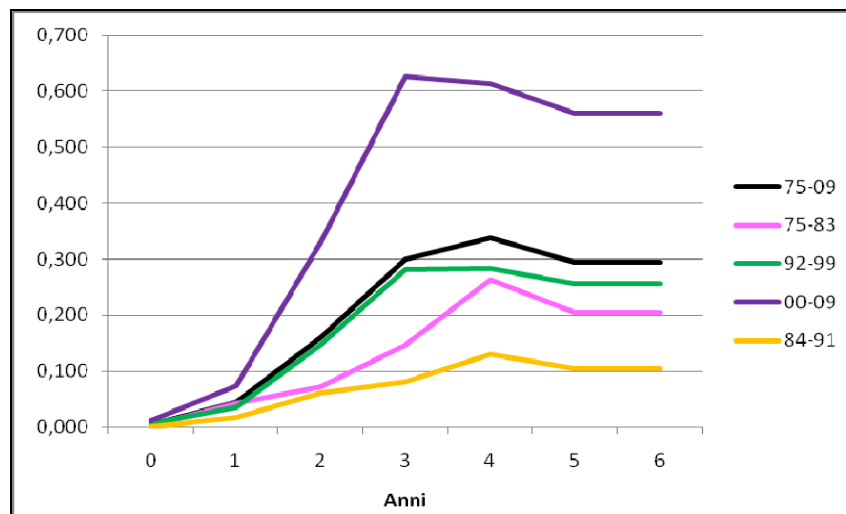


**Fig. 3.5.2.4** - Biomassa riproduttrice (SSB), catturabilità e corrispondenti residui per *Sardina pilchardus* con 15 anni di separabilità

Infine, nella Fig. 3.5.2.4 vengono confrontati, nel grafico a), l'andamento dello stock riproduttore nel periodo di "spawning", rapportato con i valori osservati, rappresentati dai triangoli, secondo il modello di "catchability" rilevato e mostrato a fianco, grafico b). Sotto a questi, troviamo i grafici dei residui rispetto ai valori attesi, c), e agli anni considerati, d). Entrambi i grafici mostrano dei buoni residui: non presentano nessun andamento e occupano circa lo stesso numero di valori al di sopra e al di sotto dello zero.

Dall' "output" dell'ICA è possibile ricavare, come per le alici, il tasso di mortalità per pesca per le diverse età, che è qui rappresentato suddiviso in gruppi di anni (Fig. 3.5.2.5). Questa volta, al contrario delle alici, gli andamenti dei tassi di mortalità per le diverse serie di anni sono leggermente diversi. Tutti partono da un indice di mortalità vicino allo zero, questo si innalza leggermente per l'età 1 e poi per l'età 2. Raggiunge i valori maggiori nell'età 3 nelle serie di anni 1992-1999, con valore di 0,28, e nella serie 2000-2009, 0,63. Gli altri gruppi di anni raggiungono, invece, il massimo tasso di mortalità per l'età 4. Le età 5 e 6 mostrano una piccola decrescita con tassi di mortalità tendenzialmente uguali. Come per le alici, la serie che presenta i maggiori tassi di mortalità naturale è quella

comprendente gli anni dal 2000 al 2009, mentre quella che registra i valori minori comprende gli anni dal 1984 al 1991. Quest'ultima serie comprende gli anni successivi al raggiungimento del picco sia di biomassa che di catture; in questo periodo si ha una progressiva diminuzione di entrambe e, quindi, un minore sforzo di pesca. Gli anni tra il 2000 e il 2009 mostrano i valori maggiori; in questi anni, infatti, la biomassa si sta lievemente rialzando ed anche le catture seguono lo stesso trend, poiché però la biomassa rimane ancora su quantitativi molto bassi la pressione di pesca rilevata risulta maggiore.



**Fig. 3.5.2.5** - Andamento del tasso di mortalità da pesca,  $F$ , per classi d'età in *Sardina pilchardus* negli anni 1975 – 2009, “corsa” 1

2. Anni di separabilità: 13

Nella seconda “corsa” si è considerato un range di separabilità di 13 anni, corrispondenti all’arco di tempo nel quale sono stati realizzati sia i “survey” per la parte est che ovest dell’Adriatico.

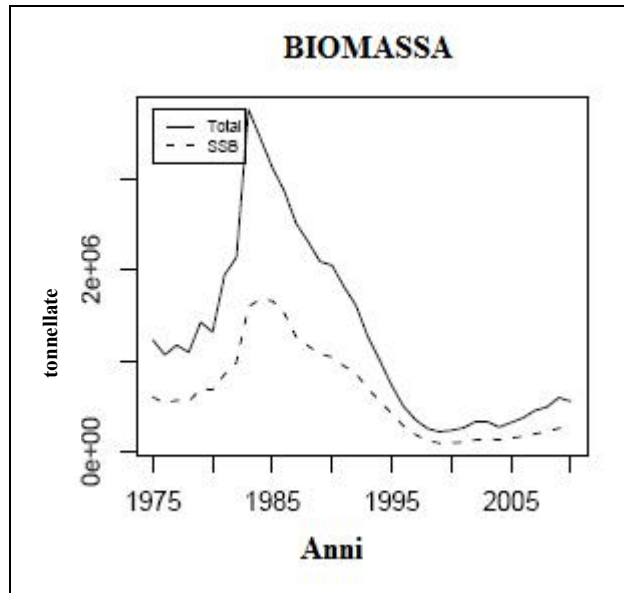


Fig. 3.5.2.6 - Biomassa dello stock totale e dello stock riprodotto (SSB) di *Sardina pilchardus* con 13 anni di separabilità

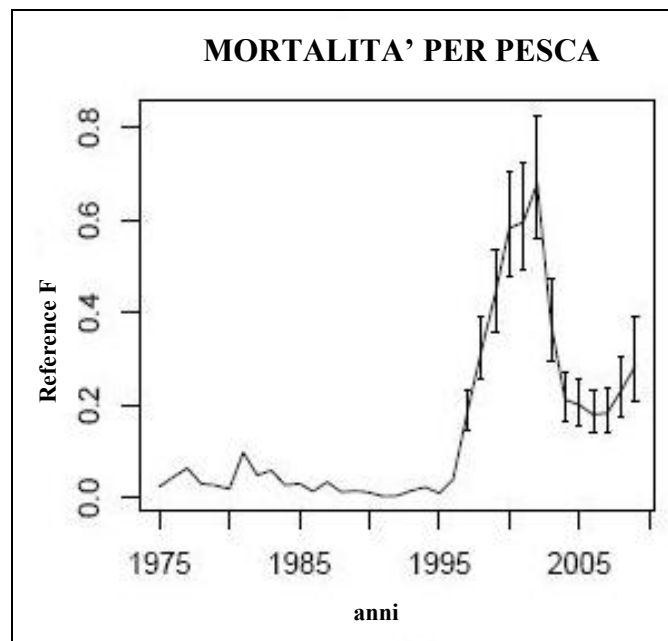
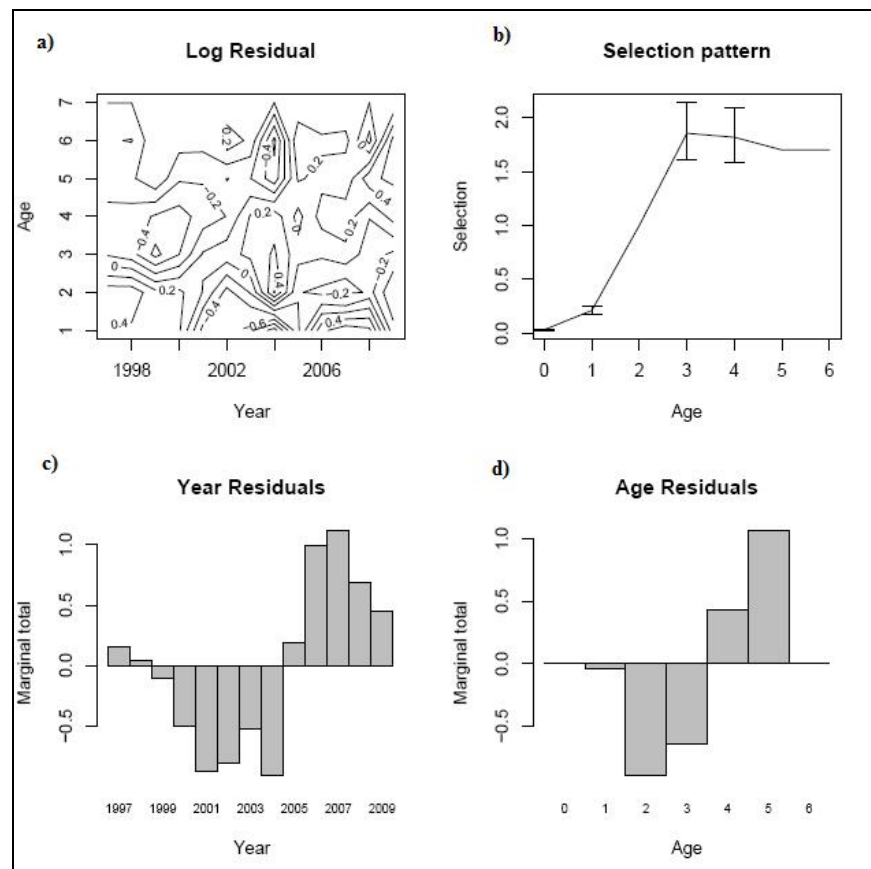


Fig. 3.5.2.7 - Mortalità da pesca dello stock di *Sardina pilchardus* con 13 anni di separabilità

L'andamento dello stock (Fig. 3.5.2.6) è simile a quello della “corsa” precedente. Dal 1975, la biomassa si accresce per raggiungere il valore maggiore nel 1983 con 3.758.705 tonnellate; a partire da questa data lo stock inizia a diminuire molto rapidamente raggiungendo il valore minimo nel 1999 con 219.797 tonnellate. Dal 1999 si rileva un leggero incremento.

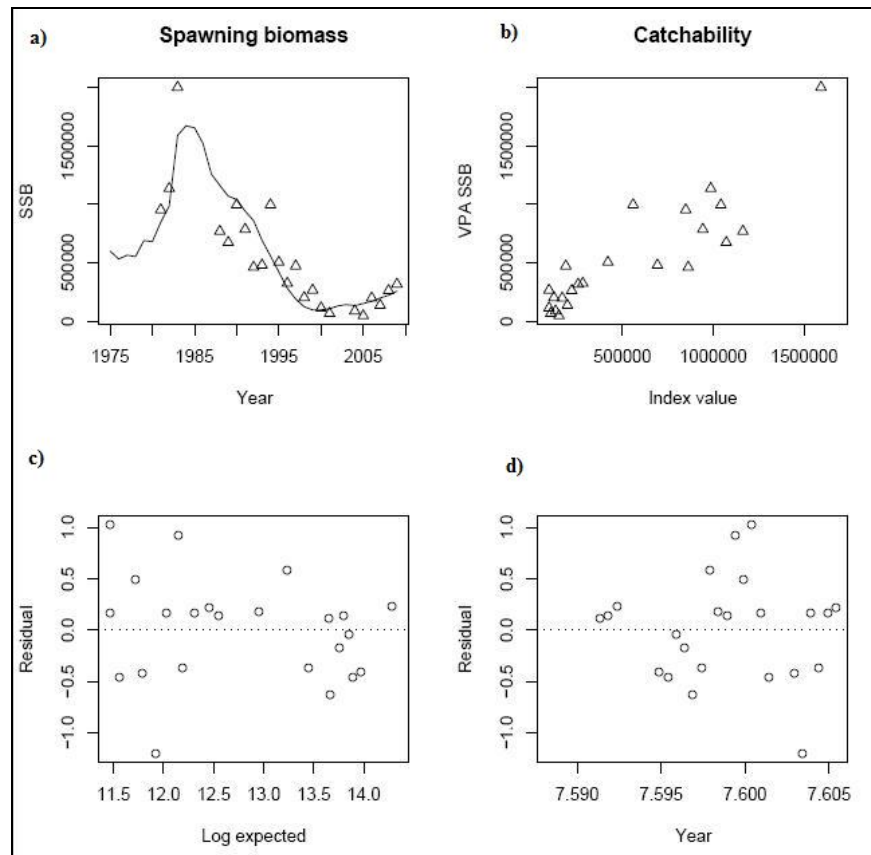
L'andamento della mortalità per pesca,  $F$ , per la “reference age” è riportato in Fig. 3.5.2.7. La rappresentazione delle  $F$  per l'intervallo di separabilità, 1997-2009, è identica alla precedente; nel 1997 si parte con una  $F$  uguale a 0,18, questa si incrementa fino al 2002 dove si stima una mortalità per pesca che raggiunge il valore massimo di 0,68. Dal 2002 la mortalità mostra un decremento fino al 2007 e poi un leggero aumento per gli ultimi due anni, fino al valore di 0,28.



**Fig. 3.5.2.8** - Grafici dei residui per *Sardina pilchardus* con 13 anni di separabilità

Nella figura 3.5.2.8 troviamo i residui delle catture per età e anni compresi nell'intervallo di separabilità, a), i residui disaggregati per anno, c) e per età, d). Questi ultimi due grafici mostrano una dispersione dei residui migliore di quelli presentati nella “corsa” precedente, in quanto i valori sono maggiormente equilibrati tra valori negativi e positivi. Infine, il

grafico b) visualizza il “pattern” di selezione, che rispecchia quello presentato nella “corsa” 1.



**Fig. 3.5.2.9** - Biomassa riproduttrice (SSB), catturabilità e corrispondenti residui per *Sardina pilchardus* con 13 anni di separabilità

In Fig. 3.5.2.9 sono rappresentati gli ultimi grafici diagnostici. Il grafico a) confronta l’andamento dello stock riproduttore nel periodo di “spawning” con i valori osservati, rappresentati dai triangoli, e basati sul modello di “catchability” mostrato a fianco, b. I grafici rappresentati nella parte inferiore della figura, mostrano i residui calcolati rispetto ai risultati attesi, c, e agli anni, d. In entrambi i casi i valori si presentano ben dispersi e omogenei sia nella parte negativa che positiva.

In Fig. 3.5.2.10 sono rappresentati i tassi di mortalità per pesca suddivisi per età e raggruppati in serie di anni. Sia l’andamento rilevato che i valori sono molto simili a quelli della “corsa” precedente.

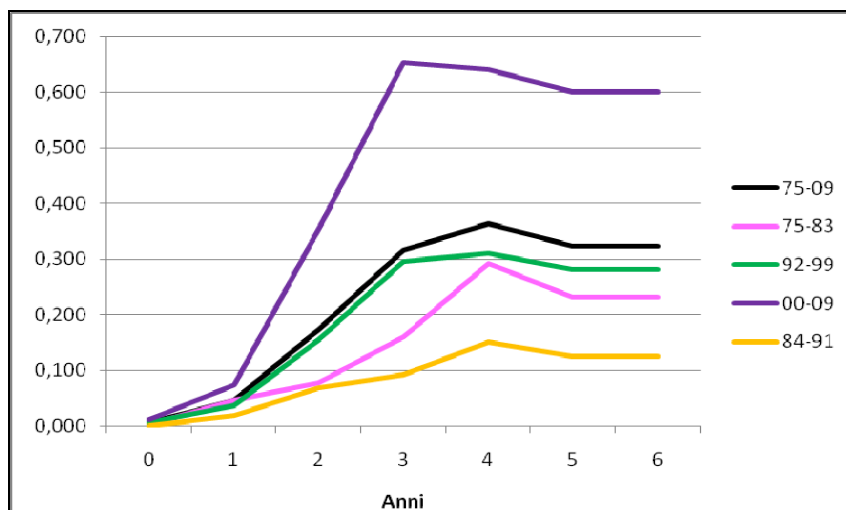


Fig. 3.5.2.10 Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Sardina pilchardus* negli anni 1975 – 2009, “corsa” 2

### 3. Anni di separabilità: 6

L'ultima “corsa” considera un intervallo di separabilità di 6 anni, cioè gli anni per i quali abbiamo indici di “survey” contemporanei per la parte est e ovest dell'Adriatico.

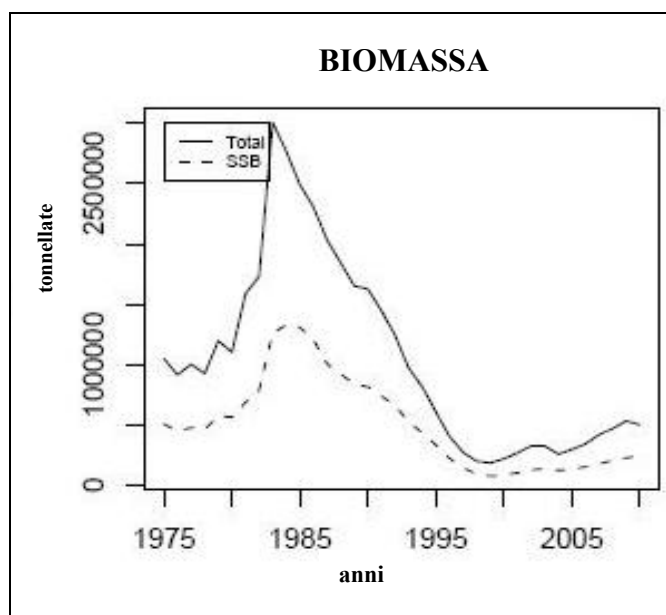


Fig. 3.5.2.11 - Biomassa dello stock totale e dello stock riproduttore (SSB) di *Sardina pilchardus* con 6 anni di separabilità

La biomassa rilevata dall'ultima “corsa” mostra sempre un andamento identico alle precedenti; cambiano, invece, i quantitativi. Lo stock maggiore si rileva nel 1983 con 3.005.047 tonnellate, più basso di quelle delle “corse” precedenti, mentre il valore minore si registra nel 1999 con 189.665 tonnellate.

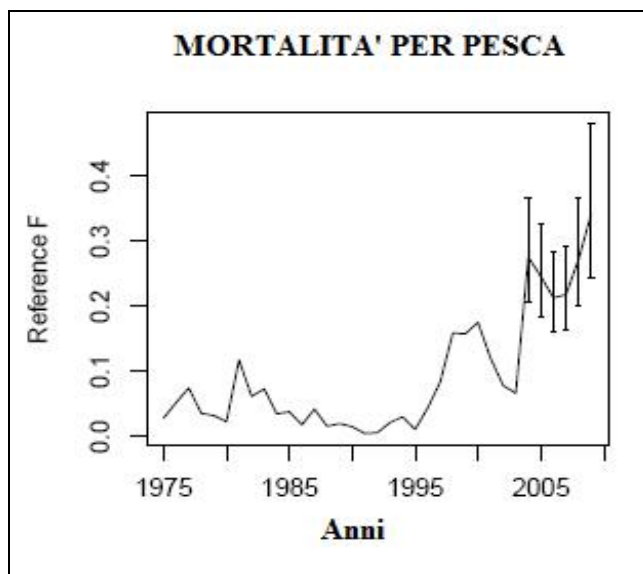
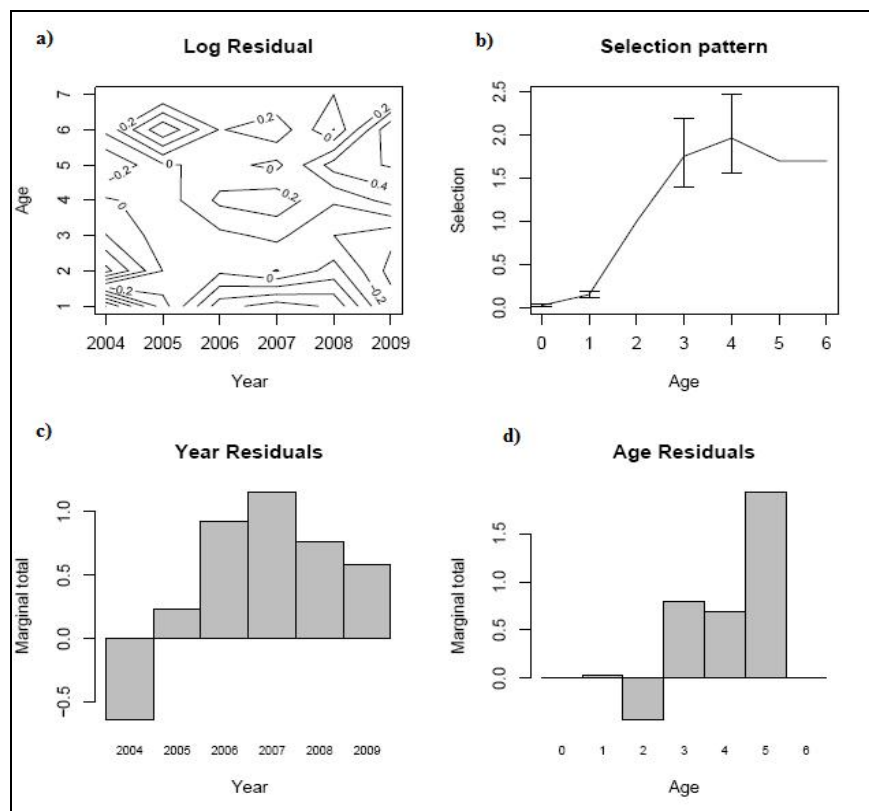


Fig. 3.5.2.12 - Mortalità da pesca dello stock di *Sardina pilchardus* con 6 anni di separabilità

Per quanto riguarda la mortalità per pesca, F, questa volta considerando solo 6 anni di separabilità l'andamento rilevato si differenzia dalle "corse" precedenti, in quanto il picco che si forma è meno accentuato. Il primo anno di separabilità, il 2004, presenta una  $F = 0,27$ , dopodichè si registra un leggero decremento fino al 2007, seguito da un lieve aumento che raggiunge nel 2009 il valore di 0.34, il massimo valore rilevato per questa "corsa".

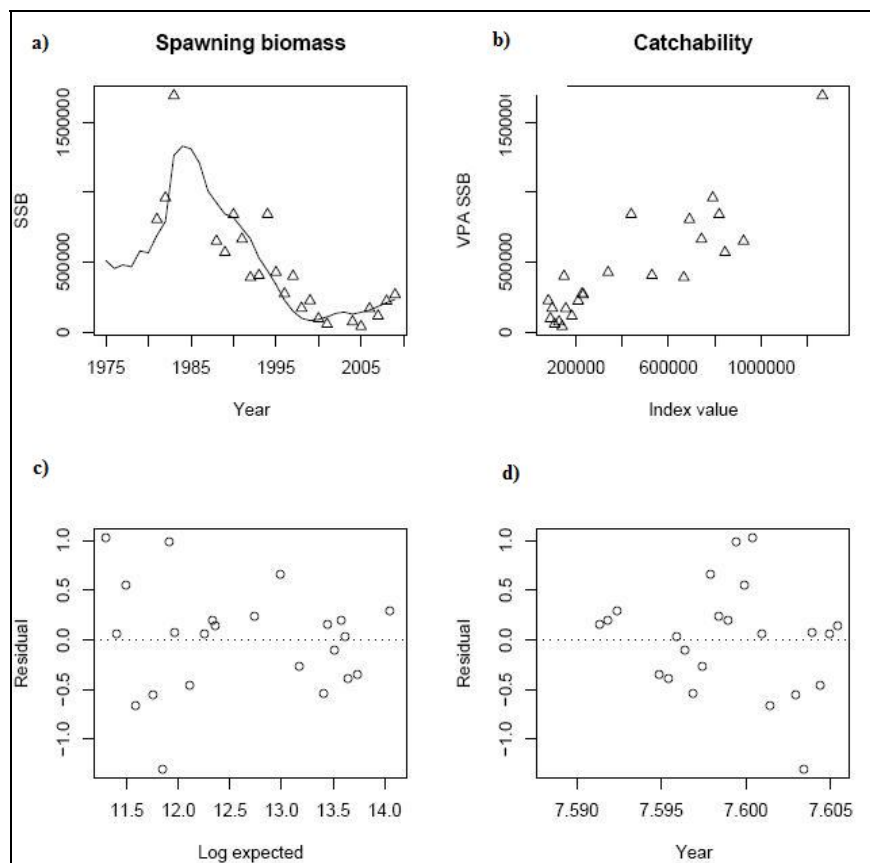




**Fig. 3.5.2.13** - Grafici dei residui per *Sardina pilchardus* con 6 anni di separabilità

I grafici in Fig. 3.5.2.13 a) e b) rappresentano, come per le precedenti prove, i residui aggregati, il primo, e il pattern di selezione, il secondo. Essi appaiono simili ai precedenti. I grafici c) e d), questa volta, però, appaiono completamente diversi dalle “corse” commentate più sopra. Infatti, sia i residui disaggregati per anno, c), che per età, d), non si mostrano ben dispersi, ma in entrambi i casi i valori si concentrano nella parte positiva e differiscono ampiamente nelle quantità.

Di seguito, nella figura 3.5.2.14 troviamo rappresentati gli ultimi grafici diagnostici. Il grafico a) rappresenta sempre l’andamento dello stock riproduttore nel periodo di “spawning”, rapportato con i valori osservati secondo il modello di “catchability” rilevato, b). Sotto a questi grafici, sono rappresentati quelli dei residui rispetto ai valori attesi, c), e agli anni, d). Anche in questi ultimi grafici, vi è rappresentato un buon “pattern” di dispersione.



**Fig. 3.5.2.14** - Biomassa riproduttrice (SSB), catturabilità e corrispondenti residui per *Sardina pilchardus* con 6 anni di separabilità

Infine, si riportano i tassi di mortalità da pesca per età anche per l'ultima "corsa". L'andamento delle varie serie di anni considerate rispecchia quello delle "corse" precedenti. In questo caso, però, gli indici di mortalità rilevati sono maggiori rispetto alle elaborazioni precedenti; ciò può essere dovuto all'intervallo di separabilità molto diverso: le "corse" precedenti differiscono tra loro di due anni, invece la "corsa" 3 considera 9 anni in meno rispetto alla prima e 7 rispetto alla seconda.

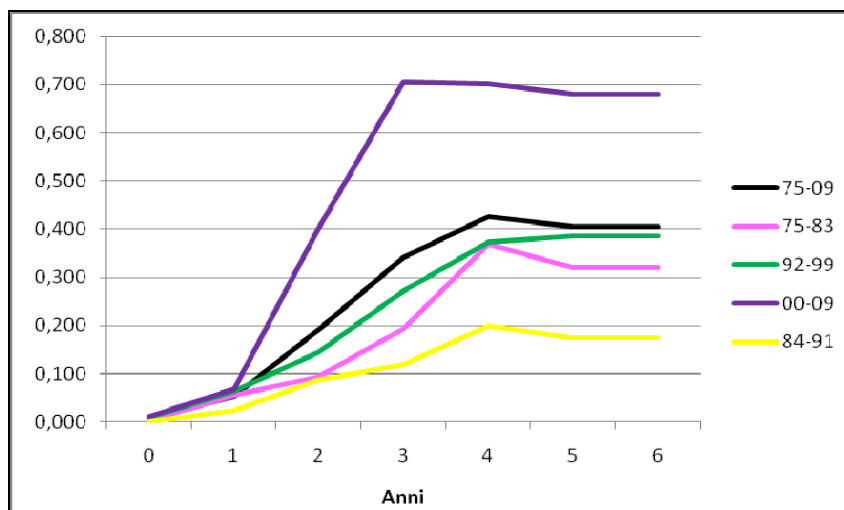


Fig. 3.5.2.15 - Andamento del tasso di mortalità da pesca, F, per classi d'età in *Sardina pilchardus* negli anni 1975 – 2009, “corsa” 3

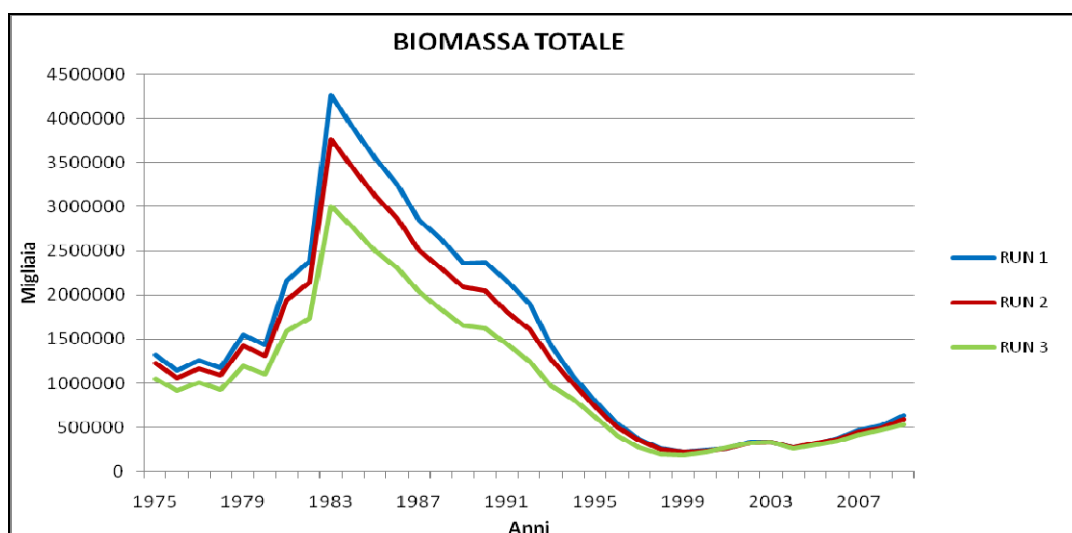


Fig. 3.5.2.16 - Biomassa totale di *Sardina pilchardus*; confronto nelle tre run

Il grafico in figura 3.5.2.16 mostra la biomassa calcolata con le tre “corse” e il loro andamento. Le tre “corse” hanno prodotto andamenti molto simili: dal 1975 si ha un aumento della biomassa che culmina nel 1983, da questo anno in poi si rileva una progressiva e continua diminuzione che raggiunge il valore più basso nel 1999. Dopodichè, si osserva una leggera ripresa, ma ben lontana dai quantitativi degli anni 80 che permettevano catture consistenti.

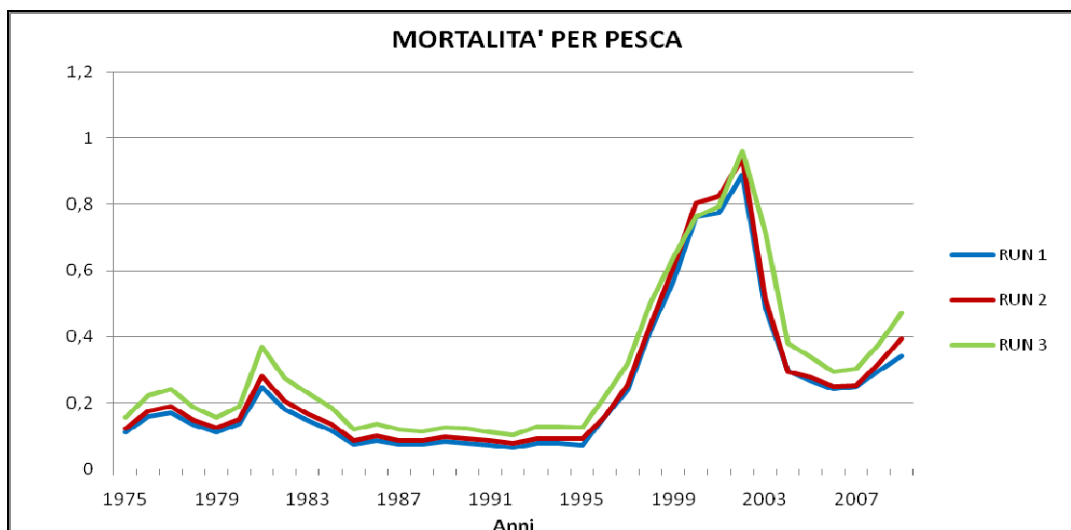


Fig. 3.5.2.17 - Mortalità media per pesca, F, in *Sardina pilchardus*; confronto nelle tre run

Osserviamo, poi, l'andamento dei tassi medi di mortalità per pesca, F, per le età 1-6 (Fig. 3.5.2.17). Tutte e tre le "corse" mostrano andamenti uguali, con valori lievemente diversi. I valori medi di mortalità da pesca maggiori sono stati rilevati con un intervallo di separabilità di 6 anni, i minori con 15 anni di separabilità. Il valore più basso è 0,06, mentre il più alto è di poco inferiore a 1.

Anche per le sardine, è necessario osservare i residui per individuare la "corsa" con i risultati più attendibili. Al contrario delle alici, in questa specie solo l'ultima "corsa" presenta residui non ben distribuiti; mentre, le altre due presentano valori ben dispersi e bilanciati tra la parte positiva e la parte negativa. In particolare la "corsa" 2 presenta grafici migliori; viene proposta, quindi, come maggiormente affidabile.

### 3.5.3 Confronto tra Virtual Population Analysis e Integrated Catch-at-Age Analysis

Dopo aver esaminato entrambi i programmi di valutazione degli stock ittici applicati nel presente lavoro, si possono confrontarne i risultati.

#### 3.5.3.1 *Engraulis encrasicolus*

Il grafico in Fig. 3.5.3.1.1 confronta la biomassa rilevata con la VPA con quella stimata dall'ICA. Sono riportate anche le catture in tonnellate, nella scala sulla ordinata di destra. Per quanto riguarda la VPA è stata considerata la "corsa" nella quale è stata utilizzata la mortalità naturale calcolata con il metodo di Gislason (Gislason *et al.*, 2008), la stessa inserita nell'ICA. Mentre, per l'ICA è stata scelta la "corsa" nella quale si sono osservati i residui migliori, ovvero quella con l'intervallo di separabilità di 15 anni.

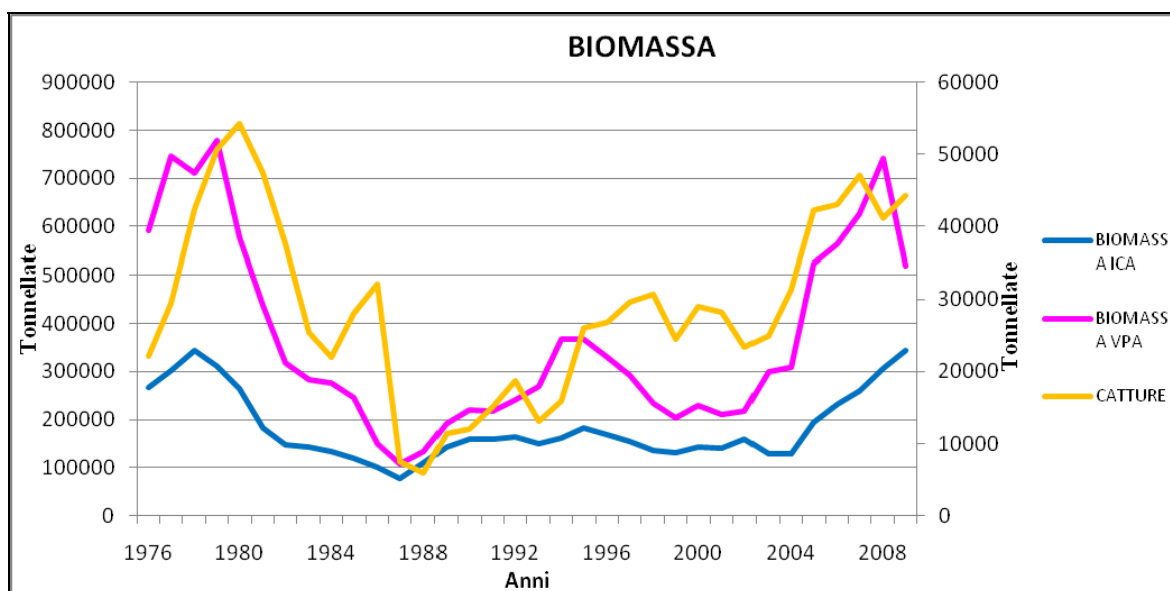


Fig. 3.5.3.1.1 - Biomassa, rilevata con il metodo della VPA e dell'ICA, e catture per *Engraulis encrasicolus*

I due metodi, VPA e ICA, hanno prodotto stime di biomassa con un andamento abbastanza simile, mentre differiscono le quantità stimate. Ciò è dovuto al fatto che i due programmi operano con differenti algoritmi. Inoltre, i parametri vengono calcolati con modalità diverse: rispetto alla VPA, l'ICA effettua un calcolo statistico per gli anni di separabilità, rendendo le stime per gli anni più recenti più affidabili.

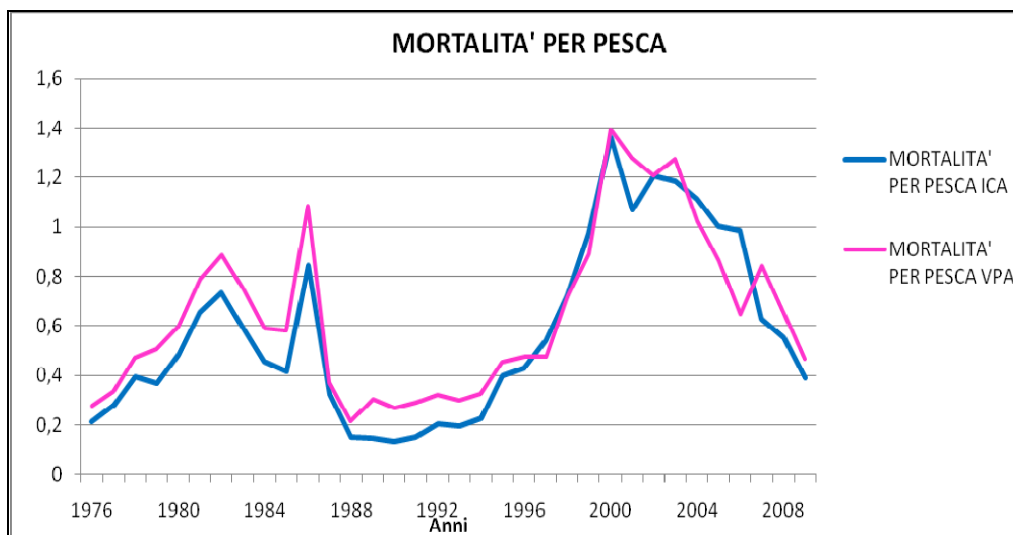


Fig. 3.5.3.1.2 - Mortalità da pesca in *Engraulis encrasicolus* rilevata sia con l'ICA che con la VPA

I due metodi si trovano in accordo anche per quanto riguarda la mortalità da pesca. Gli andamenti sono abbastanza simili: partono da valori vicini e aumentano fino al 1986, anno precedente al colasso storico dello stock di alici; segue una rapida diminuzione fino al 1988. Di seguito entrambi i metodi registrano un incremento della mortalità per pesca, reso possibile grazie ad un leggero andamento in aumento della biomassa, che culmina nel 2000. L'ultimo decennio mostra un andamento in diminuzione, con valori maggiori nell'ICA.

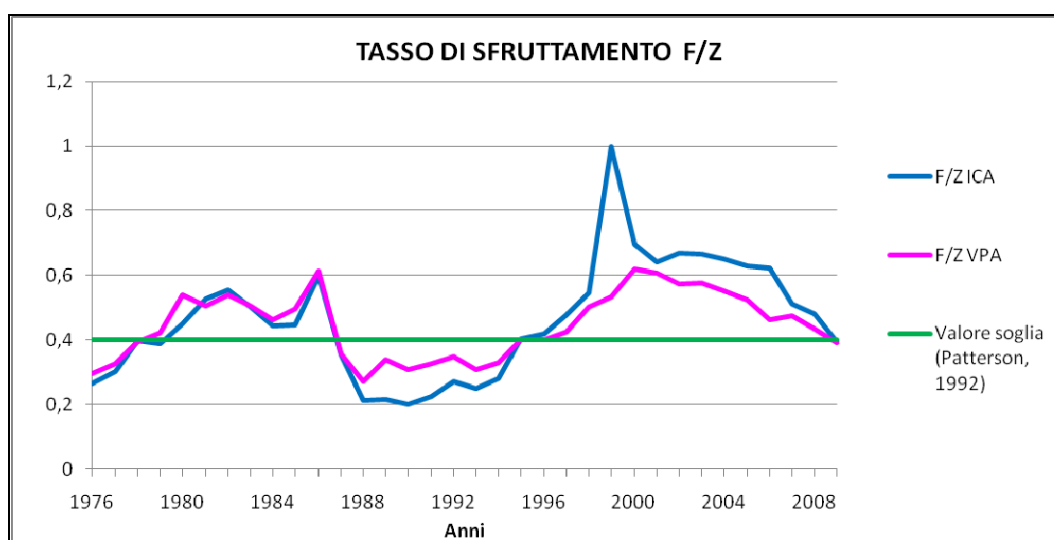


Fig. 3.5.3.1.3 - Tasso di sfruttamento in *Engraulis encrasicolus* rilevato sia con l'ICA che con la VPA

Si osservi, infine, il tasso di sfruttamento (Fig. 3.5.3.1.3); viene confrontato quello fornito dai due programmi e con la soglia proposta da Patterson (1992). I due metodi lavorano

producendo un “trend” molto simile. Nel 1976 il tasso di sfruttamento si trova al di sotto del “reference point” di Patterson; questo viene superato nei primi anni 80. In seguito al drastico calo dello stock di alici avvenuto nel 1987, il tasso di sfruttamento decade velocemente al di sotto della soglia, mostrando valori più bassi con l’ICA. Dopodichè, il tasso di sfruttamento comincia ad aumentare e, a partire dal 1995, sorpassa la soglia di equilibrio, raggiungendo il valore massimo di 1 nel 1999 per l’ICA e il valore massimo di 0,6 nel 2000 per la VPA. Nell’ultimo decennio sia la VPA che l’ICA presentano un “trend” in diminuzione, che nel 2009 tocca il valore soglia definito da Patterson.

### 3.5.3.2 *Sardina pilchardus*

Passando a considerare i risultati per *Sardina pilchardus*, anche qui si confrontano come biomassa stimata dalla VPA, quella ottenuta dalla “corsa” con mortalità naturale stimata da Gislason (Gislason *et al.*, 2008). Mentre, come biomassa calcolata dall’ICA è stata scelta la “corsa” che mostrava i residui migliori, in questo caso la “corsa” 2 (13 anni di separabilità). Nella scala a destra del grafico di fig. 3.5.3.2.1 sono riportate le catture in tonnellate.

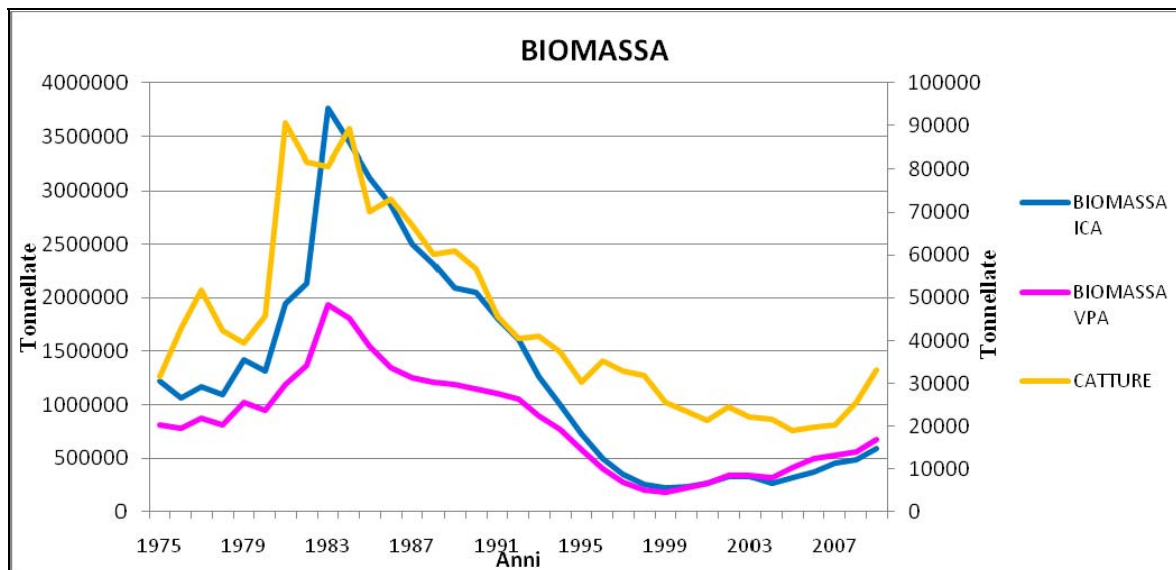


Fig. 3.5.3.2.1 - Catture e biomassa, rilevata con la VPA e le run dell’ICA per *Sardina pilchardus*

Anche lo stock di sardina presenta uguali andamenti sia per VPA che per ICA: la VPA parte da 811.069 tonnellate e l’ICA da 1.224.851 tonnellate, entrambe salgono fino a raggiungere il culmine nel 1983. Da qui in poi si segue una progressiva e incessante discesa che culmina nell’anno 2000, gli ultimi anni registrano un leggerissimo incremento

di biomassa e le linee prodotte dai due metodi si intersecano più volte. In questo caso è l'ICA a stimare una biomassa maggiore.

Il grafico seguente riguarda il confronto tra i due metodi in relazione alla mortalità da pesca, F.

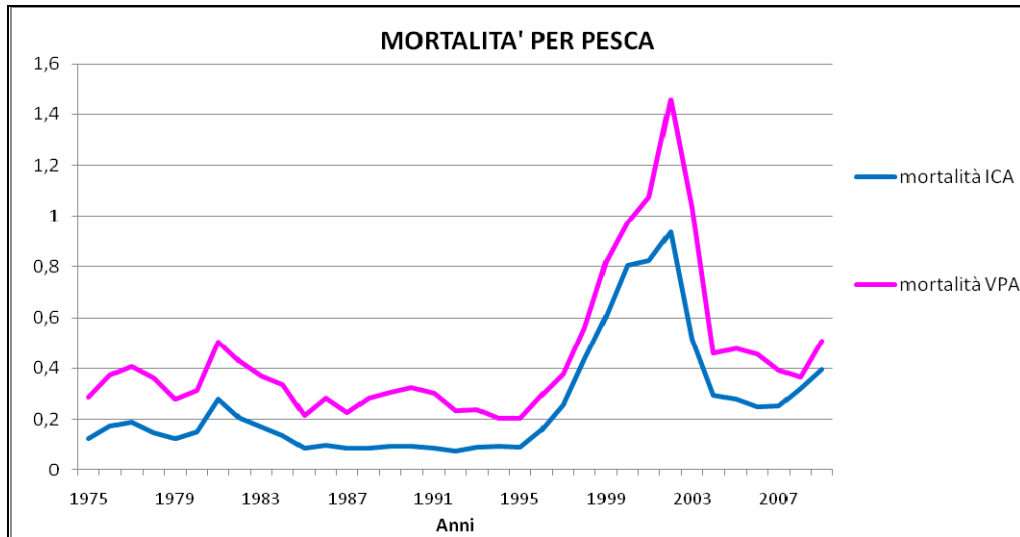


Fig. 3.5.3.2.2 - Mortalità da pesca in *Sardina pilchardus* valutata con il metodo dell'ICA e della VPA

La mortalità da pesca, F, accorda ulteriormente i due metodi, in quanto rilevano un andamento uguale. In questo grafico è la VPA che presenta i valori maggiori e ciò si accorda con un livello di biomassa stimata inferiore. Dal 1975 al 1996, la mortalità per pesca segue un trend altalenante con un picco nel 1981, corrispondente alla presenza di un consistente stock. Dal 1996 si osserva una veloce crescita che culmina nel 2002, anno che registra il valore più basso di biomassa. Dopo una rapida diminuzione, dal 2003 ad oggi gli F registrati sono in leggero aumento.



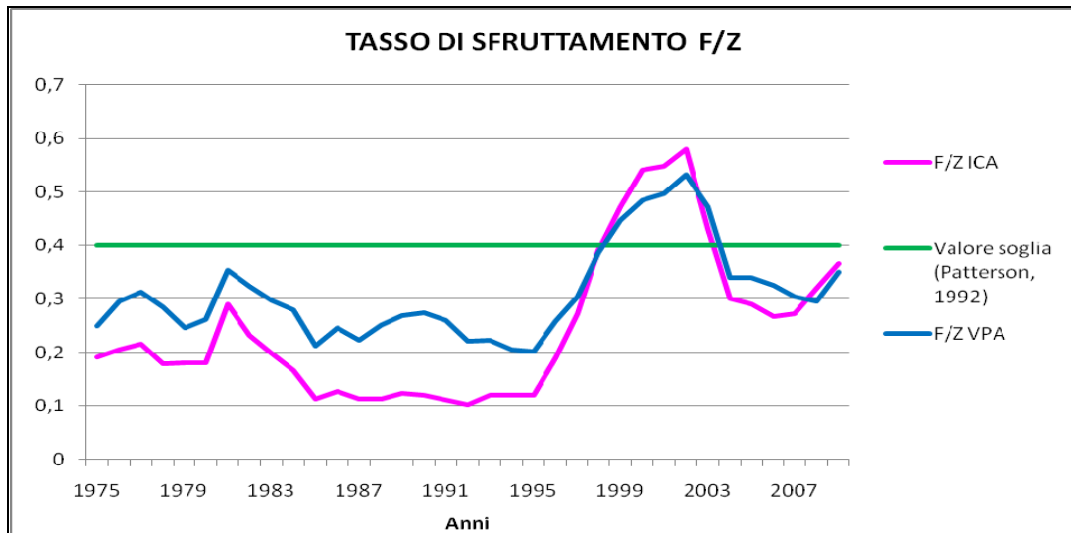


Fig. 3.5.3.2.3 - Tasso di sfruttamento in *Sardina pilchardus* rilevato sia con l'ICA che con la VPA

Infine, in Fig. 3.5.3.2.3 è rappresentato il tasso di sfruttamento rilevato con i due metodi in questione e confrontato con la soglia di Patterson (1992). Anche per questo aspetto gli andamenti stimati dai due metodi concordano, ne differiscono solo i valori calcolati. Fino al 1995 entrambi i metodi stimano i tassi di sfruttamento inferiori alla soglia di Patterson, con valori minori per l'ICA. Dopodichè, entrambi i metodi mostrano un trend in aumento che culmina nel 2002; in questa parte l'ICA supera i valori registrati dalla VPA. L'ultima parte vede un nuovo decremento nello sfruttamento, leggermente in aumento negli ultimi 2 anni considerati.

Sia per lo stock di alici, che per lo stock di sardine, le due metodologie di valutazione degli stock utilizzate concordano abbastanza. Rimane da verificare quale sia la metodologia più attendibile o quella più adattabile nei vari casi.

## 4. DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

Scopo di questa tesi è stato quello di testare e confrontare differenti metodi di valutazione delle risorse per fornire informazioni necessarie al fine di una corretta gestione della pesca delle popolazioni di alici e sardine dell'Alto-Medio Adriatico, in maniera da evitare i pericoli di sovrasfruttamento degli stock oppure, eventualmente, di poter adottare una corretta politica di gestione pesca dello sfruttamento della risorsa. A tal fine sono stati applicati vari modelli per meglio comprendere la "life history" e alcuni parametri popolazionistici delle specie in esame. In seguito, grazie alle informazioni ottenute si sono potuti applicare due diversi metodi di "stock assessment" utilizzando software specifici.

Attraverso la determinazione della curva di crescita si sono potuti stimare i valori dei parametri per il calcolo della mortalità naturale per età; richiesta anche dai modelli di dinamica di popolazione. Sono state effettuate differenti prove, alcune di queste hanno portato a stime non plausibili e sono state, così, scartate. I parametri di crescita scelti e inseriti nei modelli utilizzati per determinare la mortalità naturale sono stati i seguenti:  $L_{\infty}$  uguale a 16,19 cm per le alici e 18,42 cm per le sardine,  $k$  con valore di 0,34 per la prima specie e 0,4 per la seconda, infine  $t_0$  pari a -2,82 per le alici e a -2,44 per le sardine. Questi valori possono essere confrontati con quelli riportati in letteratura. Per esempio Regner *et al.* (2006) riferisce per le alici della parte croata un  $L_{\infty}$  di 18,9, un  $k$  di 0,46 e un  $t_0$  pari a -1,25; mentre, per le sardine riportiamo i valori ricavati da Sinovčić (1983, 1986):  $L_{\infty}$  20.5 cm,  $k$  uguale a 0,46 e  $t_0$  pari a -0,5. I parametri di crescita ottenuti dalla curva utilizzata in questa tesi sono più bassi di quelli presenti in letteratura, ciò è probabilmente spiegabile a causa di una diminuzione della taglia media delle catture rilevata dai campionamenti effettuati o alla differenza di area rispetto a quella campionata dai succitati autori.

Anche l'abbondanza, rilevata con i metodi ALK e IALK, sembra suggerire che sia intervenuta una diminuzione della taglia media delle catture. Questi metodi si basano, infatti, sulle catture registrate e su una matrice età-lunghezza, ottenuta dalla lettura degli otoliti per quanto riguarda la ALK. Il metodo IALK riesce a inferire con un calcolo iterativo l'abbondanza di tutti gli anni campionati (anche di quelli passati in cui non vennero analizzati gli otoliti) utilizzando i quantitativi di cattura dell'anno in esame e una chiave età-lunghezza valida per tutto l'arco di tempo considerato. Tra i due metodi di dinamica di popolazione esaminati in questa tesi si è utilizzata la ALK, in quanto basandosi sulla misure di età-lunghezza reali fornisce stime di abbondanza più rappresentative degli stock in esame.

Un parametro di fondamentale importanza per lo “stock assessment” è la mortalità. Come già specificato nei capitoli precedenti, la mortalità si differenzia in due componenti: la “mortalità naturale” e la “mortalità da pesca”. In questa tesi ci si è concentrati nel tentativo di determinare al meglio il tasso di “mortalità naturale”,  $M$ , degli stock in esame. Questo parametro è stato poi utilizzato come dato di “input” nei modelli di dinamica di popolazione al fine di desumere, in maniera complementare, il più importante valore di “mortalità da pesca” e, conseguentemente, il “tasso di sfruttamento” della risorsa in oggetto. Il tasso di “mortalità naturale” è uno dei parametri più difficili da stimare, in quanto è influenzato da numerose variabili: per esempio, è difficile quantificare il prelievo dello stock dovuto alla predazione di altre specie animali. Per cercare di diminuirne l’incertezza sono stati proposti vari metodi. Esistono differenti modalità per calcolare la “mortalità naturale”: in questo lavoro si sono utilizzate delle relazioni empiriche. In particolare, le stime dei tassi di mortalità naturale per classi d’età sono state ottenute con due metodi: ProdBiom (Abella *et al.*, 1998) e la metodologia messa a punto da Gislason *et al.* (2010). I valori ricavati dai due programmi differiscono, in quanto ProdBiom, sia per le alici che per le sardine, stima valori degli indici molto inferiori rispetto a quelli derivati con la metodologia messa a punto da Gislason. Questa differenza si spiega con il fatto che le due diverse metodologie utilizzano una serie di calcoli differenti. Inoltre, va ricordato che non è facile stabilire quali siano le stime più attendibili. Spetta sempre all’operatore, in base alle sue conoscenze della biologia della specie, scegliere i valori più significativi e verosimili per la specie in esame. Nonostante l’approccio conservativo, (generalmente applicato seguendo il “principio di Occam”) suggerisca di scegliere tassi di mortalità non troppo elevati, in questo lavoro è stata preferita la metodologia ideata da Gislason *et al.* (2010). Questa scelta è stata guidata dal fatto che il programma ProdBiom ha prodotto indici di mortalità naturale troppo bassi, se confrontati con quelli riportati in letteratura per le specie in esame. Inoltre, benché nessuno dei due programmi sia stato costruito specificatamente per le specie pelagiche, è comunque preferibile la metodologia ideata da Gislason, in quanto ottenuta da un esame di dati provenienti da 367 pubblicazioni, in alcune delle quali erano presenti anche stime relative a popolazioni di specie pelagiche.

E’ già stato anticipato che i programmi di valutazione degli stock ittici esaminati in questo lavoro sono stati due: la *Virtual Population Analysis* e l’*Integrated Catch-at-Age Analysis*. L’utilizzo di più di un metodo per valutare la dinamica di popolazione è stato suggerito dal fatto di poter verificare e confrontare l’andamento degli stock con più approcci. Anche gli

studiosi Hilborn & Walters (1992) sottolineano l'importanza di considerare differenti approcci nella valutazione degli stock ittici.

In entrambe le specie, *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*, sia la VPA che l'ICA forniscono simili andamenti dei parametri stimati: biomassa (Fig. 3.5.3.1.1 e Fig. 3.5.3.2.1), mortalità per pesca (Fig. 3.5.3.1.2 e Fig. 3.5.3.2.2) e tasso di sfruttamento (Fig. 3.5.3.1.3 e Fig. 3.5.3.2.3). Differenze, invece, sono state messe in evidenza per quanto riguarda le quantità rilevate, ciò è probabilmente dovuto alle diverse caratteristiche dei due metodi. Questi, infatti, operano con due algoritmi differenti. Entrambi utilizzano un calcolo retrogrado: la VPA, però, si presenta più affidabile per gli anni passati, mentre l'ICA è più attendibile per gli anni recenti, in quanto prevede un periodo, detto di separabilità, nel quale la selettività è mantenuta costante, così che, riducendo i parametri da calcolare, gli errori, presumibilmente, diminuiscono. Inoltre, durante gli anni del periodo di separabilità è prevista anche un'analisi statistica, che permette di stimare gli errori e definire la bontà di adattamento del modello. Le particolari caratteristiche dell'ICA la rendono un programma più innovativo e maggiormente affidabile per valutare i dati di pesca degli anni più recenti. Entrambi i programmi prevedono la possibilità di cambiare numerose variabili, in modo da creare scenari diversi. In questo studio sono state operate differenti "corse", modificando una sola variabile per programma: nella VPA si sono utilizzati differenti tassi di mortalità naturale (ottenuti con ProdBiom e con il metodo di Gislason *et al.* (2008)); nell'ICA, invece, si sono modificati il numero di anni di separabilità considerati, mentre i tassi di mortalità naturale utilizzati e mantenuti costanti in tutte e tre le "corse" sono stati quelli ottenuti con il metodo ideato da Gislason *et al.* (2008). Ciò ha permesso di testare differenti "corse" e scegliere quella con le stime più attendibili. Inoltre, l'utilizzo di diversi valori può spiegare anche l'ottenimento di stime quantitative differenti.

In base alle analisi effettuate, si può ragionevolmente ritenere che lo stock di *Engraulis encrasicolus* sia stato uno stock altamente sfruttato in passato, ma che nell'ultimo decennio mostra segnali di recupero. Il tasso di sfruttamento, rappresentato in Fig. 3.5.3.1.3., mostra come sia stata utilizzata la risorsa nel corso degli anni, ed entrambi i modelli seguono lo stesso "trend". A partire dal 1975 il tasso di sfruttamento si mantiene al di sotto della soglia di equilibrio definita da Patterson (1992), a partire dal 1979 questo supera il valore di 0,4, per raggiungere nel 1986 il valore di 0,6. Quest'anno precede il 1987, anno del calo storico di alici nel Mar Adriatico Settentrionale; questo è confermato anche dai grafici rappresentanti la mortalità da pesca (Fig. 3.5.3.1.2) pari a 1,08 per la VPA e 0,84 per l'ICA e da quelli della biomassa, che per l'anno 1987 registra i valori più bassi di 77.917

tonnellate per la ICA e 108.722 tonnellate per la VPA. La forte diminuzione è stata sottolineata anche dagli studi acustici e da quelli sull'ittioplancton, riportati in Santojanni *et al.* (2003, 2006). Questo calo è stato commentato da vari ricercatori, i quali lo fanno risalire a cause differenti. Particolare rilievo viene attribuito non solo alla pressione di pesca, che nel 1985 raggiunse la quota di 28.113 tonnellate, ma anche a fattori ambientali; come le variazioni nella disponibilità di cibo, sia nel tempo che nello spazio, per larve e stadi giovanili (Santojanni *et al.*, 2003). Anche Regner (1996) concorda con questa spiegazione e aggiunge che la mortalità degli esemplari giovani può essere stata favorita dai “blooms” di mucillagini avvenuti nelle stagioni calde tra il 1986 e il 1989. Tutto ciò ha portato a far registrare nel 1989 la più bassa produzione di uova. Altra possibile spiegazione, suggerita da Regner (1996), è la predazione su uova e larve da parte della medusa *Pelagia noctiluca*, che fu abbondantemente presente in Adriatico dal 1977 al 1985. In seguito, dal 1988 al 1995 il tasso di sfruttamento si è mantenuto al di sotto della soglia fissata da Patterson (1992) (Fig. 3.5.3.1.3); in questo arco di tempo si è avuta una leggera ripresa dello stock. Dal 1996 in poi il tasso di sfruttamento è ritornato a oltrepassare il valore di equilibrio di 0,4, e ha raggiunto un nuovo picco, nel 2000. In quell'anno si è raggiunto il tasso medio di mortalità più alto, pari a 1,36 per l'ICA e 1,28 per la VPA. Stando a quest'ultima analisi, gli anni a cavallo del nuovo secolo sembra abbiano fatto registrare una nuova e importante diminuzione della biomassa (Fig. 3.5.3.1.1); questo calo non è, però, considerato realistico dagli analisti in quanto non è riscontrato dai pescatori, che avrebbero dovuto registrare qualche difficoltà nel raggiungere catture soddisfacenti; queste, invece, rimangono abbastanza costanti. Inoltre anche l'ICA non registra questo calo (Fig. 3.5.3.1.1); l'andamento della biomassa rilevata per quegli anni rimane, infatti, uniforme. Se ne può dedurre che tra gli anni 1999 e 2003 qualche cambiamento nella dinamica di popolazione delle alici può essere probabilmente avvenuto, non però così grave da far registrare il collasso mostrato nella VPA. E' necessario, probabilmente, provare altre “corse” di VPA per verificare, per esempio, se valori diversi degli indici di mortalità da pesca portino ad ottenere andamenti di biomassa, mortalità da pesca e tasso di sfruttamento più verosimili. Infine, l'ultimo decennio vede una diminuzione del tasso di sfruttamento che, nell'ultimo anno, tocca il valore di 0,4; a questa diminuzione corrisponde un aumento della biomassa dello stock di alici. In conclusione si può dire che, ad oggi, lo stock di alici della zona GSA 17 appare moderatamente sfruttato, in quanto il livello di sfruttamento viene ottenuto con un livello di sforzo di pesca più basso rispetto al passato. Sarebbe raccomandabile, comunque, cercare di non incrementare lo sforzo di

pesca, in modo da non determinare nuove drastiche diminuzioni dello stock con pesanti conseguenze per l'attività di pesca.

Nel caso della *Sardina pilchardus* i grafici sono completamente diversi da quelli ottenuti per la specie precedente. Il grafico in Fig. 3.5.3.2.3 confronta i tassi di sfruttamento rilevati con la VPA e l'ICA rispetto alla soglia di equilibrio di Patterson (1992). Ancora una volta gli andamenti rilevati sono identici, ma i valori ottenuti dai due metodi differiscono maggiormente rispetto a quanto riscontrato per la specie precedente. I tassi di sfruttamento si mantengono al di sotto del valore soglia fino al 1995; in questi anni la biomassa rilevata mostra un andamento in crescita che culmina nel 1983 (Fig. 3.5.3.2.1), dopodiché segue un progressivo e lento calo che termina nel 1999. Questo calo nell'abbondanza delle sardine può essere ragionevolmente ricondotto agli stessi cambiamenti ambientali già menzionati a proposito delle alici. Inoltre, poiché la specie ha un interesse commerciale minore rispetto alla precedente, può essere stata soggetta a consistenti scarti in mare (i pescatori ributtano in mare il pescato per non alzare il quantitativo sbarcato e causare un calo del prezzo d'asta), determinando, così, una sottostima delle catture e della biomassa. Negli ultimi dieci anni si è potuta osservare una moderata ripresa dello stock. Si nota, infatti, un aumento delle catture e della biomassa e anche i tassi di mortalità da pesca (Fig. 3.5.3.2.2) hanno subito un leggero incremento, raggiungendo i valori massimi nel 2002: 1,46 per la VPA e 0,94 nell'ICA. In quello stesso anno si sono rilevati i tassi di sfruttamento maggiori (Fig. 3.5.3.2.3), che hanno superato la soglia di 0,4 definita da Patterson (1992): 0,58 nell'ICA e 0,53 nella VPA. Negli anni successivi il tasso di sfruttamento è nuovamente calato, per poi rialzarsi negli ultimi anni della serie temporale considerata, ma rimanendo al di sotto del valore di equilibrio di 0,4. In corrispondenza di questo andamento, il tasso di mortalità da pesca ha subito un notevole decremento e la biomassa una leggera ripresa. Nonostante questo trend in ripresa, non pare comunque giustificabile un aumento dello sfruttamento dello stock; è, invece, necessario non aumentare la pressione di pesca per permettere allo stock di aumentare ulteriormente.

Attraverso l'utilizzo dei metodi di dinamica di popolazione utilizzati nel presente lavoro è stato possibile determinare l'andamento dello stock di alici e sardine del Mar Adriatico Settentrionale e Centrale negli ultimi 34 anni. Questo tipo di lavoro è di fondamentale importanza per una corretta gestione dell'attività di pesca e ai fini della preservazione degli stock stessi. Va ricordato, inoltre, che in Adriatico la pesca dei piccoli pelagici è multi specie e lo sforzo di pesca diretto alle alici non può essere separato da quello diretto alle

sardine, sicché la maggior parte delle decisioni gestionali dovrebbe essere presa considerando entrambe le specie.

In questa tesi sono stati affrontati alcuni degli aspetti più importanti di questo complesso approccio scientifico. Per ottenere previsioni più attendibili sugli stock in esame è necessario continuare ad approfondire gli studi in corso attraverso il miglioramento di numerosi aspetti, quali:

- le metodologie di campionamento
- la continua sperimentazione dei metodi di “fish stock assessment”
- la condivisione di informazioni con i paesi coinvolti in questo stesso impegno
- la determinazioni di procedure comuni per quanto riguarda l’adozione: di metodiche di campionamento, di tecniche di determinazione dell’età, di programmi di “stock assessment” e delle variabili da prendere in considerazione
- l’introduzione nelle valutazioni di aspetti qui non menzionati, come per esempio gli “scarti in mare”.

Si può, comunque, concludere affermando che il lavoro svolto, nonostante la sua complessità, ha conseguito gli obiettivi prestabiliti con un grado di buona attendibilità. Ha, inoltre, presentato l’interessante aspetto del confronto dei modelli VPA e ICA, mostrando una buona coerenza dei risultati ottenuti con le due diverse tecniche. E’ necessario, comunque, continuare ad approfondire questi aspetti per cercare di ottenere valutazioni sempre più precise e affidabili.

# BIBLIOGRAFIA

**Abella A., Auteri R., Serena F., 1995.** Some aspects of growth and recruitment of hake in the Northern Tyrrhenian Sea. Rapport de la Commission Internationale pour la Mer Mediterranée 34: 235.

**Abella A., Caddy J. F., Serena F., 1998.** Estimation of the parameters of the Caddy reciprocal M-at-age model for the construction of natural mortality vectors. Cahiers Options Mediterraneees v. 35: 1022–1379.

**Alemaný F., Alvarez F., 1994.** Formation of initial daily increments in sagittal otoliths of reared and wild *Sardina pilchardus* yolk-sac larvae. Marine biology 121: 35-39.

**Allain, G., Petitgas, P., Lazure, P., 2001.** The influence of mesoscale ocean processes on anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in the Bay of Biscay estimated with a three-dimensional hydrodynamic model. Fisheries Oceanography 10(2):151-163.

**Anonymous, 1975-1993.** Morska lovina SFRJ po područjima I glavnim vrstama. Morsko Ribarstvo, 27-45.

**Anonymous, 1994.** Morski ulov Republike Hrvatske po područjima i glavnim vrstama. Morsko Ribarstvo, 46.

**Artegiani A., Bregant D., Paschini E., Pinardi N., Raicich F., Russo A., 1997.** The Adriatic Sea circulation. Part I: air-sea interaction and water mass structure. Journal of Physical Oceanography 27: 1492-1514.

**Avian M., Rottini Sandrini L., 1988.** Fishery and swarming of *Pelagia noctiluca* in the central and northern Adriatic Sea: middle term analysis. Rapport de la Commission Internationale pour la Mer Méditerranée, 31 (2): 231.

**Azzali M., De Felice A., Luna M., Cosimi G., Parmiggiani F., 2002.** The state of the Adriatic Sea centered on the small pelagic fish populations. Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I: Marine Ecology, 23 (Suppl.1): 78-91.

**Baranov F. I., 1918.** On the question of the biological basis of fisheries. Nauchno-Issled, Ikhtologicheskii Institut Izvestiia. 1: 81-128 (in Russian).

**Bertalanffy L. von, 1938.** A quantitative theory of organic growth. Human Biology, 10:181-213.

**Beverton R. J. H., Holt S. J., 1956.** A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. Rapports et Proces-Verbaux des Reunions Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer, 140(1): 67-83.

**Beverton R. J. H., Holt S. J., 1957.** On the dynamics of exploited fish population. Fisheries Invest. Ministry of Agriculture, Fisheries Food, G.B. Series II 19: 533p.



**Bini G., 1970.** Atlante dei pesci delle Coste Italiane. Mondo Sommerso editrice S.r.l., Roma.

**Blaxter J. H. S., Hunter J. R., 1982.** The biology of clupeid fishes. *Advances in Marine Biology* 29: 1-223.

**Borja A., Uriarte A., Egaña J., Motos L., Valencia V., 1998.** Relationship between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay (1976-1996). *Fisheries Oceanography* 7: 375-380.

**Caddy J. F., 2001.** Death rates and time intervals: is there an alternative to the constant natural mortality axiom? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1: 109-138.

**Campana S. E., 1983a.** Feeding periodicity and the production of daily growth increments in the otoliths of steelhead trout (*Salmo gairdneri*) and starry flounder (*Platyichthys stellatus*). *Canadian Journal of Zoology* 61: 1591-1597.

**Campana S. E., 1983b.** Calcium deposition and otolith check formation during periods of stress in coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 75a: 215-220.

**Campana S. E. e Neilson J. D., 1985.** Microstructure of fish otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1014-1032.

**Casavola N., 1997.** "Daily fecundity" of the anchovy population in the apulian Adriatic Sea. *Biologia Marina Mediteranea*, Vol 4: 204 – 210.

**Cingolani N., Gianetti G., Arneri E., Levi D., Piersimoni A., 1993.** Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. Rapporto per il Ministero Italiano delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali. Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona: 181 pp.

**Cingolani N., Giannetti G., Arneri A., 1996.** Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Scienta Marina*, 60 (Suppl. 2): 269-277.

**Cingolani N., Arneri E., Giannetti G., Santojanni A., Belardinelli A., 1998.** Valutazione degli stocks pelagici di alici e sardine in Adriatico con metodi di dinamica di popolazione. Rapporto scientifico finale al Ministero Italiano per le Politiche Agricole, 143 pp.

**Clarke A., Johnston N. M., 1999.** Scaling of metabolic rate with body mass and temperature in teleost fish. *Journal of Animal Ecology* 68: 893-905.

**Coll M, Santojanni A., Palomera I., Tudela S., Arneri A., 2007.** An ecological model of the Northern and Central Adriatic Sea: Analysis of eco system structure and fishing impacts. *Journal of Marine System*, 67 (2007): 119-154.

**Coombs S., Giovanardi O., Conway D., Manzueto L., Halliday N., Barrett C., 1997.** The distribution of eggs and larvae of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in relation to hydrography and food availability in the outflow of the river Po. *Acta Adriatica* 38: 33-47.

**Cotter A.J.R., Burt L., Paxton C.G.M., Fernandez C., Buckland S.T., Pan J.X., 2004.** Are stock assessment methods too complicated? *Fish and Fisheries*, 5: 235-254.

**Curzi P.V., Giordani P., 1989.** Geomorfologia e sedimentologia del Mar Adriatico. In : Curzi P.V., Tombolini F. (eds) L'eutrofizzazione nel Mare Adriatico, Atti del convegno nazionale " Per la difesa dell'Adriatico ", Ancona, 4 Aprile 1989: 32 – 41.

**Darby C. D., Flatman S., 1994.** Information Technology Series, No.1. Lowestoft: MAFF, Directorate Fisheries Research, 1994. Virtual Population Analysis: Version 3.1 /Windows/DOS) User Guide. 83 pp.

**Daskalov G., 1999.** Relating fish recruitment to stock biomass and physical environment in the Black Sea using generalized additive models. *Fisheries Research*, 41: 1–23.

**Degens E. T., Deuser W. G., Haedrich R. L., 1969.** Molecular structure and composition of fish otoliths. *Marine Biology* 2: 105 – 113.

**Dulčić J., 1995.** Spawning of the anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.), in the northern Adriatic Sea in 1989, the year of intensive blooms. *Annales* 7: 51-54.

**Dulčić J., 1997.** Growth of anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.), in the northern Adriatic Sea. *Fisheries Research* 31: 189-195.

**FAO, 2009.** The State of World Fisheries and Aquaculture 2008. Food and agriculture organization of the united nations, Rome 2009.

**Fournier D., Archibald C. P., 1982.** A general theory for analysing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 1195-1207.

**Fischer W., Bauchot M.L., Schneider M., 1987.** Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Révision 1) , Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. 1, Vegetaux et Invertébrés, Publication préparée par la FAO (Project GCP/INT/422/EEC), Rome, FAO: 760 pp.

**Fridriksson A., 1934.** On the calculation of age distribution within a stock of cod by means of relative few age determinations as a key to measurements on a large scale. *Rapports et Procès-Verbaux des Reunions, Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 86: 1-14.

**Froese R., Binohlan C., 2000.** Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56: 758-773.

**Frogliani C., 1973.** Osservazioni sull'alimentazione del merluzzo (*Merluccius merluccius*) del Medio Adriatico. In Atti V Congresso della Società Italiana di Biologia Marina. Nardò (Italy): Società Italiana di Biologia Marina, 327-341.

**Fry F. E. G., 1949.** Statistics of a lake trout fishery. *Biometrics*, 5: 27-67.

**Ganias K., Somarakis S., Machias A., Theodorou A. J., 2003.** Evaluation of spawning frequency in a Mediterranean sardine population (*Sardina pilchardus*). Marine Biology 14: 1169-1179.

**Ganias K., Somarakis S., Machias A., Theodorou A. J., 2007.** Pattern of oocyte development and batch fecundity in the Mediterranean sardine. Fisheries Research 67: 13-23.

**Garcia A., Palomera I., 1996.** Anchovy early life history and its relation to its surrounding environment in the Western Mediterranean basin. Scientia Marina 60S2: 155–166.

**Geen G.H., Neilson J.D., M. Bradford, 1985.** Effects of pH on the early development and growth and otolith microstructure on Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Canadian Journal of Zoology 63: 22-27.

**Gillooly J. F., Brown J. H., West G. B., Savage V. M., Charnov E. L., 2001.** Effects of size and temperature on metabolic rate. Science 293: 2248-2251.

**Giordani P., Hammond D. E., Berelson W.M., Montanari G., Poletti R., Milandri A., Frignani M., Langone L., Ravaioli M., Rovatti G., Rabbi E., 1992.** Benthic fluxes and nutrient budgets for sediments in the Northern Adriatic Sea : burial and re cycling efficiencies. In : Marine coastal eutrophication. Proceedings of an International conference. Bologna, 21 – 24 Marzo 1990. R.A. Vollenweider, R. Marchetti e R. Viviani (Eds). Science of the Total Environment (suppl.): 251 – 275.

**Gislason H., Daan N., Rice J. C., Pope J. G., 2008.** Does natural mortality depend on individual size? International Council for the Exploration of the Sea. S Council Meeting, vol. : F: 16: 1-16pp.

**Gislason H., Daan N., Rice J. C., Pope J. G., 2010.** Size, growth, temperature and natural mortality of marine fish. Fish and Fisheries, V. 11, 2: 149-158.

**Gulland J. A., 1983.** Fish stock assessment: a manual of basic methods. John Wiley & Sons, New York, 223 pp.

**Gramitto M.E., 2001.** La gestione della pesca marittima in Italia. Fondamenti tecnico-biologici e normativa vigente, in Marchesi grafiche Editoriali Spa Monografie scientifiche CNR, 319 pp.

**Gulland J. A., 1983.** Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chichester, U. K., Wiley Interscience, FAO/Wiley series on food and agriculture, Vol. 1: 223p.

**Haddon M., 2001.** Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman and Hall / CRC press, 406 pp.

**Hampton J., 2000.** Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 1002-1010.

- Hilborn R., Walters C. J., 1992.** Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, 570 pp.
- Hopkins T. S., 1992.** The structure of Ionian and Levantine Seas. Reports in Meteorology and Oceanography, Harvard University 41 (1992) (II): pp. 35–56.
- Hopkins T. S., 1999.** Physical control of the eutrophic response in the northern Adriatic Sea, illustrated by a nitrogen budget from ELNA data. Annali Istituto Superiore di Sanità 35: 355-363.
- Iborra Martin J., 2008.** La pesca in Italia. Nota del Parlamento Europeo – Dipartimento tematico delle Politiche strutturali e di coesione.
- IREPA, 2009.** Il settore ittico in Italia. Check-up 2008. Documento disponibile on line.
- Karlovac J., 1967.** Etude de l'écologie de la sardine, *Sardina pilchardus* Walb., dans la phase planctonique de sa vie en Adriatique moyenne. Acta Adriatica 13, 1-110.
- King M., 1995.** Fisheries biology, assessment and management. Blackwell Science, pp. 341.
- Kimura K. D., Chikuni S., 1987.** Mixtures of Empirical Distributions: An Iterative Application of the Age-Length Key. Biometrics 43: 23-35; March 1987.
- Laurec A., Shepherd J. G., 1983.** On the analysis of catch and effort data. Journal du Conseil International l'Exploration de la Mer, 41: 81-84.
- Leonorì I., 2007.** Valutazione di quelle caratteristiche dei piccolo pelagici e del loro ambiente utili a programmare l'attività di pesca in Adriatico. Relazione Finale Programma di ricerca n. 6A67, VI Piano triennale L. N. 41/82. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Roma: 133 pp.
- Lloret, J., Palomera I., Salat J., Sole I., 2004.** Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre River delta (North WesternMediterranean). *Fisheries Oceanography*, 13 (2): 102–110.
- Marshall S.L., Parker S. S., 1982.** Pattern identification in the microstructure of sockeyesalmon (*Oncorhynchus nerka*) otoliths. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 39: 542-547.
- McFadzen I. R. B., Franceschini G., 1997.** The nutritional condition of larvae of anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the outflow of the River Po (Northern Adriatic). Acta Adriatica 38 (1): 49-64.
- Morales-Nin B., 1986a.** Structure and composition of *Merluccius capensis* otoliths. South African Journal Marine Science 4: 3-10.
- Morales-Nin B., 1986b.** Chemical composition of the sea bass (*Dicentrarchus labrax*, Pisces: Serranidae) otoliths. Cybium 10(2): 115-120.

**Morello E. B., Arneri E., 2009.** Anchovy and sardine in the Adriatic sea - An ecological review. In *Oceanography and Marine Biology*, vol. 47 pp. 209 - 255. Crc Press-taylor & Francis Group, 2009.

**Motos, L., Uriarte A., Valencia, V., 1996.** The spawning environment of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus L.*). *Scientia Marina* 60S2: 117–140.

**Mužinić R., 1972.** O horizontalnoj raspodjeli srdele i brgljuna u Jadranu. *Pomorski Zbornik* 10: 603-611.

**Needle C. L., 2000.** The Ins and Outs of ICA. Fisheries Research Service, Marine Laboratory of Aberdeen Report No 04/00.

**Neilson J. D., Geen G. H., 1984.** Effects of feeding regimes and diel temperature cycles on otolith increment formation in juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Fishery Bulletin U.S.* 82. (In stampa).

**Orlandi C., Piccinetti Manfrin G., Piccinetti C., Specchi M., Casettellarin C., 1994.** Osservazioni sulla presenza di uova di alice (*Engraulis encrasicolus L.*) nelle stazioni fisse di Trieste e di Fano (alto e medio Adriatico). *Bollettino della Società Adriatica di Scienze* 70: 277-286.

**Orsi Relini L., Cima C., Palandri G., Relini M., Garibaldi F., 1999.** Alimentazione del tonno giovanile nell'ecosistema del largo del Mar Ligure. *Biologia Marina Mediterranea* 6 (2): 295-302.

**Padoan P., 1963.** Prime osservazioni sulle acciughe (*Engraulis encrasicolus L.*) catturate al largo delle foci del Po. *Rapport de la Commission Internationale pour la Mer Mediterranée* 17 (2): 327-332.

**Palomera I., Olivar M.P., Salat J., Sabatés A., Coll M., García A., Morales-Nin. B., 2007.** Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: an ecological review. *Progress in Oceanography*, 74(2-3): 377 – 396.

**Patterson K. R., 1992.** Fisheries for small pelagic species: An empirical approach to management targets. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2: 321-338.

**Patterson K. R., 1999.** Integrated Catch-at-Age Analysis Version 1.4. Available from the author at [pattersonk@marlab.ac.uk](mailto:pattersonk@marlab.ac.uk).

**Patterson K. R., Melvin G. D. 1996.** Integrated catch at age analysis, version 1.2. *Scottish Fisheries Research Report* 58, 60 pp.

**Pauly D., 1984.** Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews*, (8): 325 p.

**Piccinetti C., Piccinetti Manfrin G., 1991.** Considérations sur la distribution de *Pelagia noctiluca* dans l'Adriatique de 1976 à 1987. *United Nations Environment Program, Mediterranean Action Plan Technical Reports Series* 47: 133-140.

**Pope J. G., Shepherd J. G., 1985.** A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *Cons. Int. Explor. Mer.*, 42(2): 129–15.

**Radtke R. L., Dean J. M., 1982.** Increment formation in the otoliths of embryos, larvae and juveniles of the mummichog (*Fundulus heteroclitus*). US National Marine Fisheries Service Fisheries Bulletin 80: 201-215.

**Ré P., 1983.** Daily growth increments in the sagitta of pilchard larvae *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), (Pisces: Clupeidae). *Cybium* 7: 9-15.

**Regner S., 1985.** Ecology of planktonic stages of the anchovy, *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), in the central Adriatic. *Acta Adriatica* 26 (1): 5-113.

**Regner S., 1996.** Effects of environmental changes on early stages and re production of Anchovy in the Adriatic Sea. *Scientia Marina*, 60 (Suppl. 2): 167-177.

**Regner S., Regner D., Marasović I., Kršinić F., 1987.** Spawning of sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), in the Adriatic under upwelling conditions. *Acta Adriatica* 28: 161-198.

**Regner S., Joksimović A., Pešić A., Durović M., 2006.** Anchovy 2005 DEPM survey in Serbia and Montenegro waters. Data presented at AdriaMed Working Group on Shared Small Pelagic Fisheries Resources, Ancona 15-19 May 2006.

**Ricker W. E., 1975.** Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 282 pp.

**Ricker W.E., 1981.** Changes in the average size and average age of Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 38: 1636–1656 pp.

**Russo A., Artegiani A., 1996.** Adriatic Sea hydrography. *Scientia Marina* 60 (Supplement 2): 33–42.

**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*, pp. 33-40. *Monografie scientifiche, Serie Scienze e tecnologie dell'ambiente, Consiglio Nazionale delle Ricerche*, 319 pp.

**Santojanni A., Arneri E., Barry C., Belardinelli A., Cingolani N., Giannetti G., Kirkwood G., 2003.** Trends of anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) biomass in the northern and central Adriatic Sea. *Scientia Marina* 67: 327-340.

**Santojanni A., Cingolani N., Arneri E., Kirkwood G., Belardinelli A., Giannetti G., Colella S., Donato F., Barry C., 2005.** Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea, with an estimate of discards. *Scientia Marina* 69 (4): 603-617.

**Santojanni A., Arneri E., Bernardini V., Cingolani N., Di Marco M., Russo A., 2006.** Effects of environmental variables on recruitment of anchovy in the Adriatic Sea. *Climate Research* 31: 181-193.

**Simkiss K., 1974.** Calcium metabolism of fish in relation to ageing. In: T. B. Bagelal, (ed) Ageing of fish, Unwin Brothers Ltd., Surrey, England: 1-12.

**Sinovčić G., 1978.** On the ecology of anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.), in the Central Adriatic. Acta Adriatica 19 (2): 3-32.

**Sinovčić G., 1983.** The fecundity-age relationship of the sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.), in the Central Adriatic. Rapport de la Commission Internationale pour la Mer Méditerranée 28: 31-34.

**Sinovčić G., 1986.** Estimation of growth, mortality, production and stock size of sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.), from the middle Adriatic. Acta Adriatica 27: 67-74.

**Sinovčić G., 2000.** Responsible exploitation of the sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.), population in the coastal region of the eastern Adriatic. Periodicum Biologorum 102: 47-54.

**Sinovčić G., 2000b.** Anchovy, *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758): biology, population dynamics and fisheries case study. Acta Adriatica 41 (1): 3-53.

**Sinovčić G., 2001.** Biotic and abiotic factors influencing sardine, *Sardina pilchardus* (Walb.) abundance in the Croatian part of Eastern Adriatic. ADRIAMED Technical Documents 3: 201-206.

**Škrivanić A., Zavodnik D., 1973.** Migrations of the sardine (*Sardina pilchardus*) in relation to hydrographical conditions of the Adriatic Sea. Netherlands Journal of Sea Research 7: 7-18.

**Sparre P., Venema S. C., 1998.** Introduction to tropical fish stock assessment. Chapter 5: Virtual Population Method. Part 1: Manual. FAO Fish Technical Papers, 306/1, Rev.2: 407pp.

**Specchi M., Cassetti P., Orlandi C., 1998.** Ecological observations on *Sardina pilchardus* (Walb.) and *Engraulis encrasicolus* (L.) in the Adriatic Sea and the Gulf of Trieste. Biologia Marina Mediterranea 5 (3): 339-348.

**Tanaka K., Mugiya Y., Yamada J., 1981.** Effects of photoperiod and feeding on daily growth patterns in otoliths of juvenile *Tilapia nilotica*. US National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin 79: 459-466.

**Tanasichuk R. W., 2000.** Age-specific natural mortality rates of adult Pacific herring (*Clupea pallasii*) from southern British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57: 2258-2272.

**Teskeredžić Z., 1978.** The spawning of the sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Kvarner region of the Adriatic Sea. Thalassia Jugoslavia 14: 323-338.

**Thompson W. F., Bell F. H., 1934.** Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. International Fisheries Commission Report, (8): 49 pp.

**Vetter E. F., 1988.** Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. Fisheries Bulletin, 86: 25-43.

**Vučetić T., 1963.** O ishrani odrasle srdele (*Sardina pilchardus* Walb.) u srednjem Jadranu. Acta Adriatica 10 (2): 3-50.

**Vučetić T., 1971.** Fluctuations a long terme de meroplancton dans l'Adriatique central: oeufs de *Sardina pilchardus*, Walb., *d'Engraulis encrasicolus*, L. et larves de different poissons. Archivi di Oceanologia e Limnologia 17: 141-156.

**Zarrad R., Missaoui H., Alemany F., Mohamed Salah R., Garcia A., Ridha M., Othman J., Amor E.A., 2006.** Spawning areas and larval distributions of anchovy *Engraulis encrasicolus* in relation to environmental conditions in the Gulf of Tunis (Central Mediterranean Sea). Scientia Marina 70S2: 137-146.

**Zavodnik D., 1991.** On the food and feeding in the northern Adriatic of *Pelagia noctiluca* (Scyphoa). In Proceedings of the Workshop on Jellyfish Blooms in the Mediterranean. Athens: UNEP: 212-216.



# RINGRAZIAMENTI

Ringrazio innanzitutto i miei genitori, senza i quali sarebbe stato impossibile raggiungere questo importante traguardo.

Un ringraziamento particolare va al dott. Alberto Santojanni e alla dott.ssa Piera Carpi, che con pazienza mi hanno seguito ed aiutato durante tutto lo svolgimento della tesi.

Ringrazio tutto il reparto di Dinamica di Popolazione del CNR di Ancona, in particolare Sabrina, Fortunella e Monica per gli aiuti e i consigli che mi hanno sempre dato.

Ringrazio Gianluca per avermi supportato e sopportato per tutto questo periodo. Ringrazio tutti i miei amici (siete così tanti che non posso elencarvi tutti ...) per aver condiviso con me tutto questo periodo, per aver sopportato la mia stanchezza e le mie preoccupazioni, per avermi distratto e sorriso tutte le volte che ce n'era bisogno: GRAZIE!

Ringrazio il mio relatore, il Professor Victor Ugo Ceccherelli, che mi ha permesso di portare a termine questo lavoro e assistito nella stesura di questa tesi.