



# Università di Pisa

Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali  
Corso di Laurea Magistrale in Biologia Marina

Tesi di Laurea

**“ Valutazione del ruolo di differenti habitat nelle prime fasi del ciclo vitale del nasello, *Merluccius merluccius* (L., 1758), nel Mar Ligure e nel Mar Tirreno centro-settentrionale”**

Candidata

Elisabetta Primerano

Relatori

Prof. Stefano De Ranieri

Dott. Paolo Sartor

Anno accademico 2011-2012

## ***Ringraziamenti***

Desidero ringraziare il Professor Stefano De Ranieri per avermi concesso l'opportunità di svolgere tirocinio e tesi presso il Centro Interuniversitario di Biologia Marina di Livorno.

Un ringraziamento speciale va al Dottor Paolo Sartor per avermi proposto un progetto così interessante, per l'enorme aiuto che mi ha fornito quotidianamente e per l'infinita pazienza avuta fin dall'inizio della realizzazione di questo lavoro di tesi.

Un ringraziamento sincero va al gruppo di ricerca del Centro Interuniversitario di Biologia Marina di Livorno e alla cooperativa Aplysia, in particolare al Dott. Mario Sbrana, al Dott. Alessandro Ligas, al Dott. Bruno Reale, alla Dott.ssa Ilaria Rossetti e alla Dott.ssa Marina Sartini per tutto quello che mi è stato insegnato durante il periodo di tirocinio.

Un ringraziamento particolare va alla mia famiglia (mamma, papà e alla mia sorellona, Francesca), che ha sempre creduto nelle mie capacità, e ha sempre saputo darmi quella forza per combattere le infinite difficoltà che questa vita ci riserva.

Vorrei anche ringraziare tutti i miei amici romani che mi sono sempre stati vicini nonostante i chilometri di distanza e con il loro affetto mi hanno sempre spronato ad andare avanti e a non arrendermi mai!!! Grazie di cuore a Eleonora, Tamara, Fabiana, Livia, Marco e Leonardo.

Ringrazio di cuore la mia compagna di avventure Serena, per i giorni passati in laboratorio e per le infinite risate che hanno accompagnato le nostre giornate di tirocinio.

Infine, ringrazio con tutto il cuore, il mio compagno Carmine e sua sorella Marianna, soprattutto per l'enorme pazienza che mi hanno dimostrato nei momenti di stress e scoloriti trascorsi con loro e spero con tutta me stessa che anche questa esperienza appena vissuta possa aiutarmi a crescere professionalmente e a porre le basi per progetti futuri, o come disse il grande Lucio:

“ ...lo scopriremo solo vivendo.....”

## RIASSUNTO

Il nasello, *Merluccius merluccius*, rappresenta una delle specie demersali più importanti nel Mar Mediterraneo sia per la sua abbondanza che per il suo valore commerciale. La specie è distribuita lungo le coste atlantiche dell'Europa e dell'Africa Settentrionale, nell'intero bacino del Mediterraneo e lungo le coste meridionali del Mar Nero. È una specie con ampia distribuzione batimetrica essendo presente dalle acque superficiali fino a circa 700 m di profondità. Come in molte altre specie, la distribuzione batimetrica è dipendente dalla taglia: i giovani (lunghezza totale (LT) < 20 cm) si concentrano principalmente tra i 100 e i 200 m, mentre gli individui adulti, in genere, si collocano a profondità superiori.

Data la sua grande importanza ecologica ed economica, è necessario approfondire la conoscenza della biologia e della dinamica di popolazione di questa specie, la quale è intensamente sfruttata dalle marinerie professionali che operano con diversi sistemi di pesca, quali lo strascico di fondo e, le reti da posta. Risulta pertanto di fondamentale importanza una gestione razionale della risorsa tramite studi rivolti alla valutazione del suo stato di sfruttamento.

Il presente lavoro di tesi è rivolto ai *juveniles* di *M. merluccius*, ovvero agli esemplari ancora immaturi sessualmente che si concentrano in determinate aree (aree di nursery). Nella subarea geografica FAO GSA 9 (Mar Ligure e Mar Tirreno centro-settentrionale) esistono le aree di nursery di nasello tra le più importanti, in termini di densità di individui, di tutto il Mediterraneo, che presentano un'elevata stabilità spazio-temporale.

Lo scopo del presente lavoro di tesi è di testare il modello secondo cui le aree di nursery offrono un vantaggio in termini di crescita relativa, di disponibilità trofica e di stato di condizione, rispetto alle aree dove la densità dei giovanili è ridotta. A tal proposito, sono stati utilizzati dati provenienti dalla campagna di pesca a strascico sperimentale MEDITS realizzata nel 2011 nella GSA 9, tra 10 e 800 m di profondità, nell'ambito del programma Raccolta Dati sulla Pesca stabilita dal regolamento dell'Unione Europea (Reg CE 199/2008). I dati analizzati, provengono da 18 cale sperimentali, effettuate tra 60 e 250 m di profondità in due differenti tipologie di aree: 9 cale sono state realizzate in aree ad elevata concentrazione di giovanili di nasello, definite "aree nursery"; altre 9 cale sono state effettuate in aree a bassa concentrazione di giovanili, definite "aree non nursery". L'individuazione delle aree nursery del nasello nella GSA9, è stata ottenuta sulla base di precedenti studi che hanno permesso di studiare queste aree per le principali specie demersali.

Sono stati analizzati 1913 individui, aventi un intervallo di taglia compreso tra 3,5 e 15 cm LT; quest'ultimi sono poi stati suddivisi in due classi di taglia (I = 3,5cm – 8.0 cm LT; II = 8,5 cm – 15

cm LT) per le successive analisi. Sono state eseguite stime della densità (numero di individui per chilometro quadrato) e della biomassa (chilogrammi per chilometro quadrato) nelle aree nursery e non; la demografia degli esemplari catturati (lunghezza totale, approssimata al mezzo centimetro inferiore) è stata rilevata direttamente a bordo; un campione rappresentativo della cattura di ciascuna cala è stato congelato per le successive analisi di laboratorio. Su ciascun individuo, sono stati rilevati il peso totale (PT) al decimo di grammo inferiore e dopo dissezione, il peso del fegato, il peso dello stomaco ed il peso eviscerato. I pesi medi del fegato e dello stomaco, ed i loro relativi indici, indice epatosomatico (peso fegato/peso eviscerato) e peso stomaco/peso eviscerato, sono stati utilizzati nel confronto tra aree e tra classi di taglia. Gli stomaci sono stati ripartiti in due categorie: pieni, in caso di presenza all'interno di essi di materiale più o meno digerito e vuoti, in caso di assenza di qualsiasi tipo di materiale: queste informazioni sono servite per il calcolo dell'indice di replezione, dato dal rapporto tra il numero degli stomaci pieni sul totale, per verificare in quale area e in quale classe di taglia l'attività predatoria dei giovani di nasello fosse più rilevante. Il contenuto di ogni stomaco è stato determinato classificandolo a livello di specie o ranghi tassonomici superiori per studiarne lo spettro trofico per area e per classe di taglia. Successivamente è stato condotto lo studio della crescita relativa attraverso l'analisi della relazione taglia/peso, utilizzando la formula  $PT = a * LT^b$ , dove a è il fattore di condizione mentre b esprime il tasso di crescita relativa tra il peso e la lunghezza; infine, per valutare lo stato "benessere" dei giovanili di nasello campionati nelle aree nursery e non, è stato usato il fattore di condizione K di Fulton. I dati raccolti sono stati analizzati per mezzo di approcci di statistica parametrica ed analisi della varianza.

I risultati hanno messo in evidenza come nelle aree nursery ci siano densità e biomasse statisticamente maggiori rispetto alle aree non nursery e che la distribuzione taglia-frequenza sia diversa nelle due aree, con individui più grandi (9,5 cm – 10,5 cm LT) nelle aree nursery rispetto alle aree non nursery (7,0 cm – 8,0 cm LT). I risultati più interessanti di questo lavoro di tesi sono stati quelli ottenuti dalle analisi su differenze, tra aree, nei parametri energetici e metabolici. Chiare differenze sono emerse nella stima del peso del fegato, del rapporto epatosomatico, dell'indice di replezione e del fattore di condizione K di Fulton. Sembra che da un punto di vista metabolico ci siano differenze sostanziali tra le due aree, e che sia più vantaggioso per i giovanili di nasello aggregarsi nelle aree nursery, piuttosto che in altre aree. Infatti, il confronto del peso medio del fegato e del relativo indice epatosomatico ha messo in evidenza come questi due indici siano significativamente maggiori per gli esemplari campionati nelle aree nursery, il che confermerebbe il modello testato dal presente lavoro di tesi. Lo studio dell'indice di replezione ha messo in evidenza valori maggiori nelle aree nursery (33%) rispetto alle non nursery (18%), sottolineando una

maggior attività predatoria dei giovanili di nasello in tale aree. Il fattore di condizione K di Fulton, è risultato significativamente maggiore nelle aree nursery, il che metterebbe in evidenza la loro importanza nel garantire migliori condizioni di vita ai giovanili di nasello offrendo loro un ipotetico vantaggio trofico-energetico.

Al contrario, l'analisi del peso dello stomaco non ha evidenziato differenze sostanziali tra le due aree oggetto di studio, ma solo per classe di taglia, in cui il peso medio dello stomaco è risultato essere maggiore nella II classe di taglia. Invece, per quanto riguarda lo studio dell'indice peso stomaco/peso somatico, l'analisi ha evidenziato differenze significative nelle due aree prese in esame.

Dall'analisi dello spettro trofico è emerso il ruolo dei crostacei eufausiacei nella dieta dei *juveniles* del nasello in entrambe le aree. Lo studio della relazione taglia-peso ha rilevato un'allometria positiva con un accrescimento del peso proporzionalmente maggiore rispetto alla lunghezza, per gli esemplari campionati in entrambe le aree. Il confronto del parametro b (tasso di crescita relativa) della relazione taglia-peso tra aree, ha evidenziato differenze significative, solo per il peso totale, ma non per il peso eviscerato, con il b delle aree non nursery maggiore del b delle aree nursery.

Per quanto riguarda eventuali differenze imputabili alla taglia, il presente studio ha mostrato che il peso del fegato e il relativo indice peso epatosomatico hanno assunto valori crescenti all'aumentare della taglia. Per quanto riguarda il peso dello stomaco, per classe di taglia, il valore maggiore è stato rilevato negli esemplari più grandi (8,5- 15 cm LT). L'andamento di questo indice in funzione della taglia, sottolinea come *M. merluccius* sia un attivo predatore durante tutto il suo ciclo vitale, soprattutto nelle prime fasi di vita.

In conclusione, i risultati di questa tesi hanno fornito indicazioni sufficientemente robuste nel mostrare la valenza, in termini di vantaggi trofici ed energetici, di particolari aree (aree di nursery) per il successo del reclutamento del nasello nel Mar Ligure e Tirreno Centro-Settentrionale. Tali risultati necessitano tuttavia di ulteriori approfondimenti analitici al fine di essere confermati. In particolare sarà necessario investigare maggiormente la crescita assoluta degli organismi nelle prime fasi di vita e caratterizzare dal punto di vista ecosistemico gli habitat analizzati.

# INDICE

1. INTRODUZIONE	pag. 1
2. AREA DI STUDIO	pag. 8
3. INQUADRAMENTO SISTEMATICO E DESCRIZIONE DI <i>Merluccius merluccius</i> (L., 1758)	pag. 14
3.1 Inquadramento sistematico	pag. 14
3.2 Pesca e sfruttamento di <i>M. merluccius</i>	pag. 18
4. MATERIALI E METODI	pag. 19
4.1 Ipotesi sperimentale, pianificazione dello studio	pag. 19
4.1.1 Individuazione dei siti per il campionamento	pag. 19
4.1.2 Ripartizione delle classi di taglia	pag. 21
4.2 Campionamento – Campagna di pesca a strascico sperimentale	pag. 22
4.3 Imbarcazione, attrezzature, pesca a strascico e concetto di risorsa demersale	pag. 23
4.4 Schema di campionamento, allocazione delle stazioni	pag. 28
4.5 Esecuzione del trawl survey	pag. 32
4.6 Rilevamento dei parametri biologici	pag. 35

4.7 Analisi dei dati	pag. 36
4.7.1 Indici di densità e biomassa	pag. 36
4.7.2 Demografia e distribuzione taglia-frequenza	pag. 38
4.7.3 Peso stomaco, peso stomaco su peso somatico, peso fegato e indice epatosomatico	pag. 38
4.7.4 Studio della dieta e l'indice di replezione	pag. 40
4.7.5 Confronto tra spettri trofici degli esemplari catturati nelle due aree	pag. 40
4.7.6 Relazione taglia-peso	pag. 41
4.7.7 Fattore di condizione K di Fulton	pag. 43
5. RISULTATI	pag. 45
5.1 Differenze negli indici di densità tra aree	pag. 45
5.2 Differenze negli indici di biomassa tra aree	pag. 47
5.3 Struttura demografica	pag. 49
5.4 Peso fegato e indice epatosomatico	pag. 52
5.5 Indice di replezione	pag. 62
5.6 Peso stomaco e indice peso stomaco su peso somatico	pag. 65
5.7 Analisi dello spettro trofico per area e per classe di taglia	pag. 72
5.8 Relazione taglia-peso	pag. 74
5.9 Indice di Fulton	pag. 82
6. DISCUSSIONE	pag. 85
7. CONCLUSIONI	pag. 95
8. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI	pag. 97

# 1. INTRODUZIONE

Nel mar Mediterraneo, la pesca rappresenta un'attività primaria che ha accompagnato l'uomo fin dagli albori della civiltà, prima ancora dello sviluppo dell'agricoltura.

Il mar Mediterraneo presenta caratteristiche intrinseche che lo rendono non paragonabile ad altri mari: si tratta di un bacino semichiuso con scambi idrici ridotti con l'Oceano Atlantico.

Per quanto riguarda le risorse ittiche, nel Mar Mediterraneo, a differenza delle acque atlantiche, non sono presenti grandi stock ittici monospecifici. Per questi motivi, nel Mediterraneo il prelievo da parte della pesca è esercitato con una notevole varietà di attrezzi, e il valore della cattura è dato spesso da un insieme di specie (Farrugio *et al.*, 1993).

La pesca a strascico rappresenta in Mediterraneo, il settore più importante, sia per i quantitativi di pesce sbarcati che per le ricadute socio-economiche: questa attività è praticata da imbarcazioni di grandi dimensioni ed finalizzata alla cattura di specie demersali, costituite da organismi che contraggono rapporti di varia natura con il fondale marino. I motopescherecci che attuano questo tipo di pesca presentano una potenza motrice elevata e strumentazioni tecnologiche a bordo, come radar, GPS, ecoscandaglio, con la possibilità di conservare grandi quantità di pescato in celle frigorifere; queste caratteristiche consentono a queste imbarcazioni di operare a maggiore distanza dalla costa e di effettuare bordate di pesca anche di alcuni giorni (Sartor, 2010).

Tra le specie demersali più comunemente pescate, la più importante è il nasello, *Merluccius merluccius* (L., 1758) sia per quantità sbarcate, sia per valore economico (Relini *et al.*, 1999). Questa specie, distribuita entro un intervallo batimetrico compreso tra 30 e 700 m di profondità, rappresenta una delle componenti più importanti delle biocenosi della piattaforma e della scarpata continentale nel Mediterraneo (Ferraton *et al.*, 2007).

Oltre alle reti a strascico, il nasello viene catturato anche con altri tipi di attrezzi, ad esempio con le reti da posta (Sartor *et al.*, 1996; Carpentieri *et al.*, 2005). Mentre la pesca a strascico esercita la sua pressione essenzialmente su esemplari di piccola-media taglia (< 20 cm) (Viva e De Ranieri, 1994; Abella *et al.*, 1997; Sartini, 1997; Sartor *et al.*, 1998), la pesca con reti da posta presenta catture costituite prevalentemente da esemplari di grosse dimensioni (> 45 cm) (Ardizzone, 1998; Sartor *et al.*, 2001).

Data la grande importanza di questa specie, esistono ampie conoscenze sulla sua biologia (riproduzione, reclutamento, accrescimento), sul suo ciclo vitale, ecologia e dinamica di popolazione; tuttavia, gli studi sulle prime fasi di vita, ovvero sugli esemplari ancora immaturi sessualmente (*juveniles*), necessitano di un maggiore approfondimento.

E' di fondamentale importanza, ampliare lo stato delle conoscenze sui giovanili di nasello, potenziali riproduttori della specie, allo scopo di garantire, nel tempo, uno sfruttamento sostenibile di tale risorsa. A tal proposito, la valutazione delle risorse alieutiche, "stock assessment", ha lo scopo principale di identificare lo stato di sfruttamento e di elaborare scenari predittivi finalizzati ad uno sfruttamento ottimale della risorsa. Uno stock sfruttato dalla pesca è sottoposto a due forme di mortalità: la mortalità naturale e la mortalità da pesca. La mortalità naturale è un fenomeno legato a tutte quelle perdite dovute a fattori naturali, quali l'invecchiamento, le malattie, la predazione, incluso il cannibalismo. La mortalità da pesca è legata al prelievo di individui da parte dell'uomo, quindi all'attività di pesca. La somma di queste due mortalità costituisce la mortalità totale. Gli individui che formano uno stock, nel tempo si accrescono, aumentano cioè la loro massa corporea, con caratteristiche che sono tipiche di ogni specie. Arrivati all'epoca della maturità sessuale, gli individui si riproducono (anche qui con caratteristiche e modalità diverse per ogni specie), e i giovani nati, attraverso diversi stadi di sviluppo e con modalità varie, si vanno ad aggiungere alla popolazione originaria. Nel momento in cui i giovani pesci, o meglio le giovani "reclute", ad una certa età e taglia, entrano nello stock, diventano cioè sfruttabili; inizia così la fase di reclutamento. Quella del reclutamento è una fase critica per lo stock. Al suo successo, è legata la sopravvivenza e il successo dello stock stesso. Nello studio degli stock ittici sfruttati dalla pesca, il termine reclutamento, sottintende diversi significati: reclutamento all'area di pesca, che indica l'arrivo degli individui (reclute) nell'area di pesca, e reclutamento all'attrezzo, quando un individuo raggiunge una taglia tale da diventare catturabile con uno specifico attrezzo da pesca. Perciò, mentre il concetto di reclutamento all'area ha una valenza ecologica, quello di reclutamento all'attrezzo è legato ad aspetti tecnologici (Sparre *et al.*, 1989).

Il reclutamento può essere continuo, se avviene per lunghi periodi nel corso dell'anno (ad es. il nasello ha un periodo di reclutamento esteso dalla primavera all'autunno, con due picchi proprio in queste due stagioni), o discreto se avviene solamente in un periodo ristretto dell'anno (ad es. la triglia ha un reclutamento unico che avviene in agosto-ottobre). Ogni specie può presentare poi delle aree di reclutamento (o aree di nursery) dove i giovani si concentrano una volta completate le primissime fasi del loro sviluppo, si accrescono e reclutano allo stock. Queste aree possono essere molto costiere, con fondali sabbiosi in pochissimi metri di profondità, come nel caso della triglia, oppure possono essere situate al largo, al bordo esterno della piattaforma continentale, tra 100 e 200 m di profondità, come nel caso del nasello (Bartolino *et al.*, 2008).

Gli esemplari di *M. merluccius* di lunghezza inferiore a 15 cm, risultano fortemente concentrati sul margine della piattaforma continentale e sulla parte superiore della scarpata continentale, con valori massimi di preferenza batimetrica intorno a 150-220 metri. I naselli superiori a 15 cm LT mostrano

invece una preferenza per profondità inferiori ai 100 m, confermando una migrazione batimetrica dei giovanili di nasello dalla parte alta della scarpata alla piattaforma continentale (Abella *et al.*, 2005; Bartolino *et al.*, 2008; Lembo, 2010).

Durante le primissime fasi del ciclo vitale, i giovanili di nasello tendono a concentrarsi in particolari aree, definite nursery, e diventano estremamente vulnerabili alla pesca a strascico (Abella *et al.*, 2005). Purtroppo questo tipo di pesca fa sì che il nasello sia soggetto a sovrasfruttamento, principalmente su individui troppo giovani non ottimizzando, così, le rese della pesca che potrebbero essere altrimenti ottenute (De Ranieri *et al.*, 1993). Infatti anche per questa specie stanno emergendo sintomi di uno sfruttamento non ottimale. Le ultime valutazioni di stock assessment per il nasello, condotte tra il 2003 e il 2010 nella GSA9, hanno messo in evidenza come la mortalità da pesca (F) sia superiore rispetto al valore di riferimento ottimale, sottolineando come per lo stock di nasello della GSA9 esista uno stato di sovrasfruttamento (Colloca *et al.*, 2008). Sarebbe opportuno perciò, come misura gestionale, attuare una riduzione della mortalità da pesca, che porterebbe, ovviamente ad una riduzione a breve termine delle catture, ma garantirebbe, a medio-lungo termine, un consistente recupero della biomassa dei riproduttori, dato l'elevato potenziale riproduttivo dello stock di nasello nella GSA9.

Lo sbarcato con reti a strascico del nasello è composto prevalentemente da individui di piccola taglia, mentre quelli di medie e grandi dimensioni sono notevolmente più scarsi (Ardizzone e Cau, 1990; Oliver, 1991; Recasens, 1992). Senza dubbio una tra le zone ove questa specie è più sfruttata, è rappresentata dal Mar Tirreno ed in particolare l'area compresa tra l'Isola d'Elba e l'Isola Giannutri (Sbrana, 1995). In particolare quest'area sembra essere una delle zone con più elevata concentrazione di giovani "nursery area" di tutto il bacino occidentale del Mediterraneo (Ardizzone e Corsi, 1997; Belcari *et al.*, 2001). Infatti in questa zona lo sfruttamento del nasello risente di un'eccessiva mortalità da pesca a carico dei giovani esemplari (Reale *et al.*, 1995).

Vista l'importanza delle risorse ittiche in generale, come risorse alimentari ed economiche-sociali, da tempo è emersa la necessità di una loro corretta gestione, al fine di garantire la sostenibilità del loro sfruttamento (Pauly, 2005). E' di fondamentale importanza perciò, disporre di tutte le informazioni biologiche ed ecologiche riguardanti le specie ittiche.

Corrette politiche di gestione delle risorse ittiche riguardano strategie di pesca che permettano di dare il più alto rendimento sostenibile nel tempo. I modelli di gestione delle risorse ittiche sono basati sull'applicazione delle conoscenze scientifiche alla conservazione delle risorse naturali e al miglioramento del rendimento della produzione della pesca (King, 1995).

Le risorse biologiche marine, come tutte le altre risorse biologiche, sono definite rinnovabili, in ragione della loro capacità di riprodursi. Tuttavia le attività antropiche di prelievo hanno intaccato e

continuano a intaccare la capacità di rinnovamento delle risorse biotiche marine, causando il cosiddetto fenomeno del sovrasfruttamento (overfishing), cioè una situazione in cui la redditività di una risorsa ha subito una drastica diminuzione, non più sostenibile per un'attività di pesca di tipo professionale. Una situazione del genere si osserva quando, all'aumentare dello sforzo di pesca, le catture non mostrano un incremento proporzionale a tale sforzo, o addirittura rimangono stabili oppure decrescono (Caddy, 1993).

La disciplina che si occupa dello studio e della valutazione dello stato delle risorse biologiche marine è la biologia della pesca, che si è sviluppata a partire dagli anni '70; si tratta di una disciplina scientifica che ha avuto le basi teoriche formulate da Lotka (1925) e da Volterra (1926). La biologia della pesca si avvale delle conoscenze provenienti dagli studi sulla distribuzione e sull'abbondanza delle risorse e sulla definizione delle principali caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie oggetto di pesca (Caddy e Sharp, 1986; Sparre *et al.* 1989). Il concetto fondamentale alla base di questi studi è quello di identificare delle unità di gestione, i cosiddetti stock. Uno stock secondo la definizione di Sparre *et al.*, (1989), è un gruppo di organismi della stessa specie aventi gli stessi parametri popolazionali (accrescimento, mortalità, biologia riproduttiva, ecc), distribuito in una particolare area geografica, soggetto a scarsi scambi con i gruppi adiacenti ma soggetto allo stesso regime di sfruttamento (tipologia di pesca, sforzo di pesca, ecc.); perciò il concetto di stock è prevalentemente di tipo tecnico-operativo. Uno stock aumenta la propria biomassa sia per effetto dell'accrescimento degli individui, sia per il reclutamento di nuovi individui nati dalla riproduzione degli esemplari adulti. A ridurre la biomassa interviene la mortalità (predazione, competizione, malattie). Questa componente è definita mortalità naturale per distinguerla dalla mortalità da pesca che agisce sugli stock sfruttati ed è causata dall'attività di prelievo da parte dell'uomo. Uno stock non sfruttato produce una quantità di biomassa in eccedenza, definita massimo rendimento sostenibile (MSY) (Ricker, 1975), data dalla differenza tra la biomassa prodotta dall'accrescimento e dal reclutamento e la biomassa persa a causa della mortalità naturale. Questa quantità potrebbe essere prelevata senza danneggiare la risorsa, in quanto la biomassa di quest'ultima rimarrebbe sempre costante. Tuttavia non è semplice determinare la quantità di biomassa da prelevare, perciò sono necessari approfonditi studi sulla valutazione dello stock e sui fattori che ne determinano cambiamenti.

Le prime misure gestionali, adottate a livello della Comunità Europea, nel settore della pesca, risalgono al 1970, quando l'Unione Europea ha stabilito la Politica Comune della Pesca (PCP), una riforma che mira ad assicurare uno sviluppo sostenibile dell'attività di pesca dal punto di vista ambientale, economico e sociale.

A tal proposito, la PCP segue le indicazioni di un approccio di tipo precauzionale (FAO, 2003) per

proteggere e conservare le risorse alieutiche e per ridurre al minimo l'impatto della pesca sugli ecosistemi marini; inoltre ha l'obiettivo di contribuire a promuovere un'attività di pesca efficiente, garantendo un equo tenore di vita a coloro che dipendono dalle attività di pesca e tenendo conto degli interessi dei consumatori.

Per evitare che la pesca eserciti una pressione eccessiva sulle risorse ittiche, la PCP prevede misure di conservazione che oltre a stabilire la limitazione delle catture massime prelevabili da un determinato stock (TAC = Total Allowable Catches) e dello sforzo di pesca, comportano misure tecniche relative agli attrezzi da pesca e alla taglia minima degli esemplari che possono essere sbarcati. Negli ultimi 20 anni, l'Unione Europea ha dato il via ad un programma di riduzione del numero di imbarcazioni operanti nel Mediterraneo, dove la flotta è risultata sovradimensionata rispetto alle risorse biologiche presenti. In conseguenza di tale politica, anche in Italia sono stati adottati importanti provvedimenti, tra i quali possiamo ricordare il blocco del rilascio di nuove licenze di pesca, la limitazione della potenza motrice delle imbarcazioni, ed altri interventi tesi a ridurre lo sforzo di pesca, quali il fermo temporaneo della pesca a strascico (fermo biologico) per un periodo di 30-45 giorni all'anno (D.M. 21/7/1988). A livello del Mediterraneo, per uno sfruttamento più sostenibile delle risorse, è entrato in vigore il regolamento comunitario CE 1967/2006 “Norme per uno sviluppo sostenibile per il Mar Mediterraneo”, che detta norme relative a specie ed habitat protetti, restrizioni degli attrezzi di pesca, taglie minime degli organismi marini, nonché ai piani di gestione e misure di controllo comuni. Alcuni importanti articoli del regolamento sono entrati pienamente in vigore dal 2010; le più importanti limitazioni apportate riguardano la dimensione minima della maglia delle reti a strascico e le misure preventive che riguardano la protezione della fascia costiera (divieto di pesca a strascico entro 1,5 miglia dalla costa indipendentemente dalla profondità).

In questo contesto è stato svolto, il presente lavoro di tesi, rivolto ad esemplari giovanili di *M. merluccius*. L'obiettivo principale della tesi è stato quello di testare il modello secondo cui le aree di nursery offrono un vantaggio in termini di crescita relativa, di disponibilità trofica e di stato di condizione, rispetto ad altre aree dove la densità dei giovanili è ridotta, valutando perciò il ruolo delle aree nursery nell'offrire una maggiore probabilità di sopravvivenza e un maggior successo del reclutamento ai giovanili di nasello.

Nella subarea geografica FAO GSA 9 (Mar Ligure e Mar Tirreno centro-settentrionale) esistono le aree di nursery tra le più importanti, in termini di densità di individui, di tutto il Mediterraneo (Bartolino *et al.*, 2008); tali aree presentano tra l'altro una forte stabilità temporale (Fiorentino *et al.*, 2003; Colloca *et al.*, 2009). Le reclute di *M. merluccius* sono presenti principalmente tra 100 e 250 m, con maggiore concentrazione a sud dell'Elba e del mar Ligure sud-orientale. Le principali

nursery si incontrano tra l'Isola d'Elba e l'Isola del Giglio e a nord-est dell'Isola di Capraia, sia in primavera-estate, che in autunno (Lembo, 2010).

Tra gli habitat peculiari nel ciclo vitale di una popolazione di una determinata specie, infatti, vi sono quelli dove si aggregano i giovanili, e cioè gli individui che hanno terminato la fase larvale e che non hanno ancora iniziato lo sviluppo sessuale. L'individuazione delle aree di nursery è un elemento importante per la messa a punto di misure di gestione spaziale delle risorse, come ad esempio l'istituzione di sistemi di aree protette o di Zone di Tutela Biologica (ZTB), dove le attività antropiche, pesca in primo luogo, sono regolamentate o non consentite. L'esigenza di proteggere gli habitat o le porzioni di habitat in cui si concentrano i giovanili è dettata da due ragioni fondamentali: la necessità di preservare habitat fragili (es. praterie di *Posidonia oceanica* e, fondi a crinoidi, come *Leptometra phalangium*, crinoide endemico del mar Mediterraneo, (Colloca *et al.*, 2004) e la necessità di regolamentare lo sforzo di pesca in aree di fondamentale importanza per la dinamica di popolazione delle specie ittiche. Le aree di nursery sono zone altamente produttive che presentano elevati livelli di biodiversità; allo stesso tempo sono aree in cui gli individui si trovano concentrati, quindi particolarmente vulnerabili. Le conoscenze sulla distribuzione delle aree di nursery sono inoltre un elemento importante per poter definire i limiti geografici degli stock consentendo di sviluppare le analisi e modulare le misure gestionali alle scale spaziali appropriate (Colloca e Sartor, 2009).

In anni più recenti, la maggior parte degli approcci quantitativi per l'identificazione spaziale delle nursery ha generalmente considerato la densità degli individui come principale fattore discriminante, senza però una chiara definizione funzionale da applicare in un contesto di gestione e conservazione (Colloca e Sartor, 2009); solo recentemente Beck *et al.*, (2001) hanno elaborato il concetto di "Nursery Habitat" (NH), più operativo ai fini gestionali, che consente una classificazione dell'importanza di diversi habitat in relazione al ruolo che essi rivestono come aree di nursery. Secondo questi autori il valore di un habitat come nursery per una determinata specie dipende dal suo contributo alla popolazione parentale, misurato come numero di individui che raggiungono la maturità sessuale per unità di area. Il concetto di NH, tuttavia, benché consenta di individuare habitat rilevanti per i giovanili, nasconde il rischio di sovrastimare l'importanza di habitat che concorrono solo in maniera marginale al reclutamento complessivo alla popolazione adulta (Kraus e Secor, 2005). In base a questa considerazione, Dahlgreen *et al.*, 2006 hanno recentemente introdotto il concetto di "Effective Juvenile Habitat" (EJH), per individuare quegli habitat che contribuiscono in maniera più cospicua al mantenimento della popolazione adulta indipendentemente dal loro apporto per unità di area. Sheaves *et al.*, 2006, hanno evidenziato però che da un punto di vista evolutivo, ecologico e di pesca sostenibile, l'importanza di una nursery

dipende dal contributo alla popolazione parentale di generazioni che si succedono nel tempo. L'assenza della componente temporale nei concetti di NH e di EJH li rende utili solo in un'ottica di breve periodo e poco applicabili in un contesto di gestione spazio-temporale. Si assume perciò che le aree più dense e stabili siano quelle che nel tempo contribuiscano maggiormente alla popolazione adulta svolgendo il ruolo di nursery (Fiorentino *et al.*, 2003; Colloca *et al.*, 2009). Tuttavia, questo approccio non fornisce informazioni sull'effettivo vantaggio che le nursery, così definite, offrono ai giovanili in termini di probabilità di sopravvivenza aumentandone la probabilità di raggiungere l'età adulta. Il tasso di sopravvivenza dipende infatti da fattori diversi e spesso indipendenti tra loro, quali tasso di mortalità naturale, stato di condizione e tasso di crescita (Cannella *et al.*, 2011).

Lo stato di condizione (Condition Factor), CF, di un pesce è un attributo particolarmente importante per il suo relativo successo nella popolazione poiché ha una grande influenza sulla crescita, riproduzione e sopravvivenza di quest'ultimo (Lambert e Dutil, 2000; Lloret *et al.*, 2002). Si tratta di un parametro che dà informazioni sulle condizioni fisiche e biologiche dell'organismo ed è influenzato dalle interazioni che ci possono essere tra disponibilità di cibo, fattori fisici, infezioni di parassiti e la fisiologia del pesce (Lloret e Ratz, 2000; Okuda, 2001). Le "condizioni" di un pesce possono essere valutate attraverso vari criteri che vanno da parametri morfometrici (peso-lunghezza) e fisiologici (peso del fegato, stomaco, gonadi) a parametri chimici come contenuto di proteine e lipidi (Lloret, *et al.*, 2002). Calcolare il CF può essere utile per ottenere delle informazioni relative alle riserve energetiche di una specie che, insieme alla variabilità ambientale (Jennings *et al.*, 2001; Ferraton *et al.*, 2007), possono influenzare le probabilità di sopravvivenza o di mortalità naturale individuale nei primissimi stadi del ciclo vitale (Sogard e Olla, 2000). Si tratta di aspetti che, per *M. merluccius*, sono ancora relativamente poco conosciuti (Lloret *et al.*, 2008), a differenza di altri aspetti della biologia di questa specie nel Mediterraneo, come la distribuzione larvale (Olivar *et al.*, 2003), l'accrescimento, (Aldebert e Morales-Nin 1992; Morales-Nin e Moranta, 2004) il reclutamento, (Lloret *et al.*, 2001; Hidalgo *et al.*, 2008), la dieta (Bozzano *et al.*, 1997; Carpentieri *et al.*, 2005; Ferraton *et al.*, 2007), la maturità sessuale (Recasens, 1992), la struttura e dinamica di popolazione (Recasens *et al.*, 1998; Hidalgo *et al.*, 2008) e la distribuzione spaziale e batimetrica (Orsi e Relini *et al.*, 2002).

Concludendo, l'identificazione nel mar Tirreno centro-settentrionale, di aree di nursery del *M. merluccius* nelle quali è elevata l'aggregazione di giovanili di tale specie, suggerisce l'opportunità di proteggere e tutelare queste aree al fine di gestire correttamente questa risorsa e di conservare la biodiversità dell'ecosistema marino.

## 2. AREA DI STUDIO

L'area indagata dal presente lavoro di tesi è la subarea geografica FAO GSA 9, che comprende il tratto di mare nazionale delle regioni Liguria, Toscana e Lazio.

Su indicazione della FAO, in particolare della Commissione Generale per la Pesca nel Mediterraneo (General Fishery Commission for the Mediterranean – GFCM) il Mar Mediterraneo è stato suddiviso in 30 sub-aree geografiche, denominate GSA (*Geographic Sub Areas*) (Tab. 2.1 e Fig. 2.1). Tale suddivisione nasce dall'esigenza di disporre di unità di gestione omogenee, scelte sulla base delle caratteristiche biologiche delle specie pescate, delle flotte ivi operanti e degli aspetti giuridici nazionali.

Tab. 2.1 Suddivisione del Mediterraneo nelle 30 sub-aree geografiche FAO (GSA).

1	Mare di Alboran settentrionale	16	Coste meridionali della Sicilia
2	Isole di Alboran	17	Adriatico settentrionale
3	Mare di Alboran meridionale	18	Adriatico meridionale
4	Algeria	19	Ionio occidentale
5	Isole Baleari	20	Ionio orientale
6	Nord della Spagna	21	Ionio meridionale
7	Golfo del Leone	22	Mar Egeo
8	Corsica	23	Isola di Creta
9	Mar Ligure e Tirreno settentrionale	24	Mar di Levante settentrionale
10	Tirreno centro-meridionale	25	Isola di Cipro
11	Sardegna	26	Mar di Levante meridionale
12	Nord della Tunisia	27	Mar di Levante
13	Golfo di Hammamet	28	Mar di Marmara
14	Golfo di Gabes	29	Mar Nero
15	Isola di Malta	30	Mar d'Azov

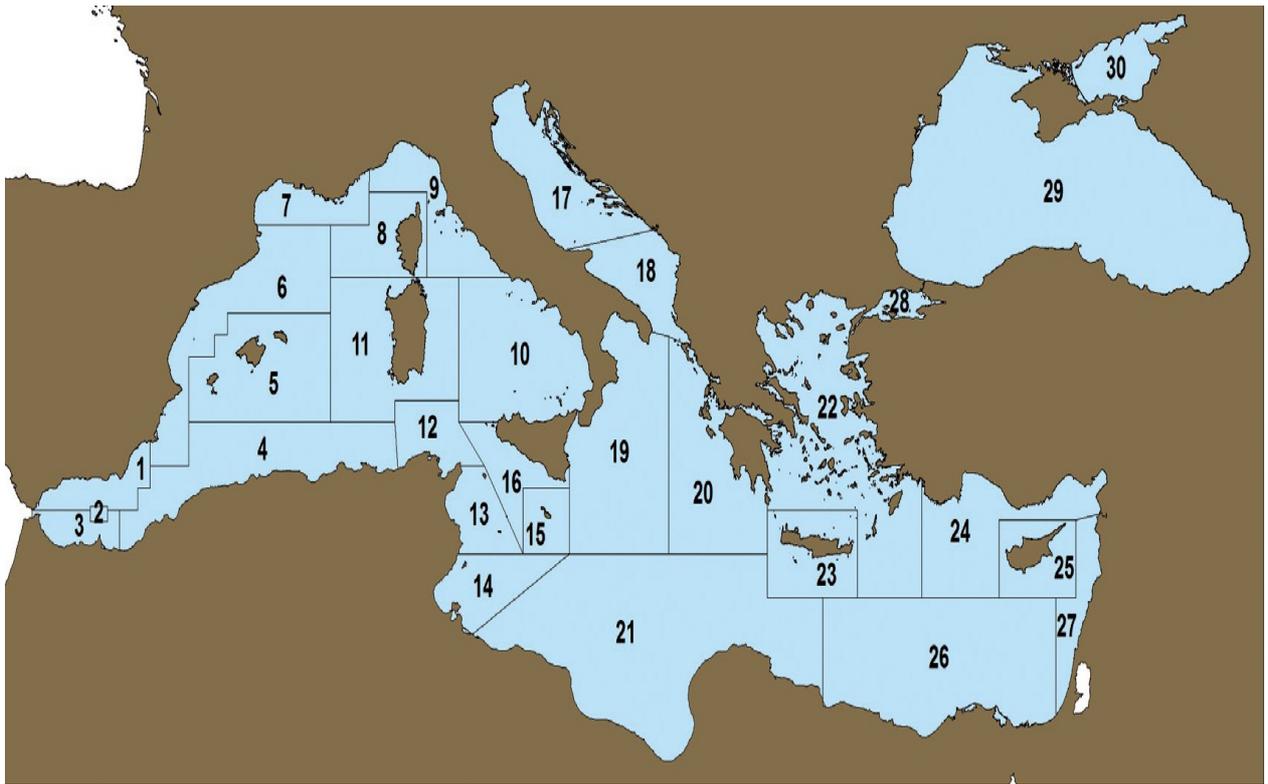


Fig. 2.1 - Suddivisione del Mediterraneo nelle 30 sub-aree geografiche FAO (GSA).

La GSA 9 (Fig. 2.2) si estende per 42.410 km<sup>2</sup> e comprende il Mar Ligure e il Mar Tirreno centro-settentrionale; l'area totale interessa 1.245 km di costa e include la Liguria, la Toscana e il Lazio e dieci compartimenti marittimi, più una parte di quello di Gaeta.

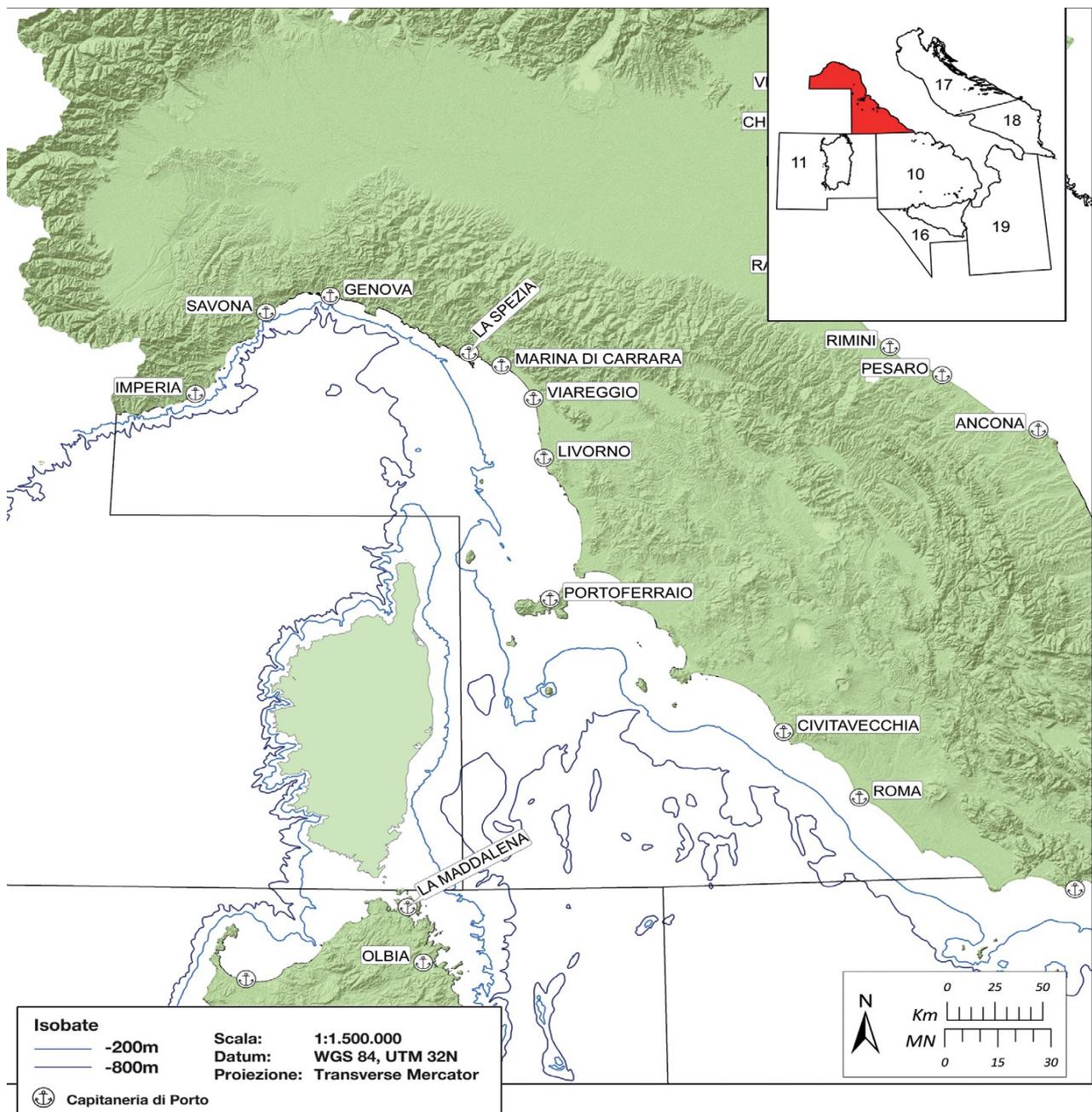


Figura 2.2 – Delimitazione geografica della GSA 9. Sono indicate le batimetriche dei 200 e 800 m e i compartimenti marittimi (da Relini *et al.*, 2012).

Si tratta di un'area eterogenea sotto l'aspetto morfologico ed ecologico, per la varietà di habitat, condizioni ambientali e comunità biologiche presenti. Le coste della Liguria si estendono per circa 330 km; la piattaforma continentale nella riviera di ponente è molto ridotta mentre diventa più estesa procedendo verso levante. Una delle caratteristiche più rilevanti dei fondali, anche per le conseguenze sulle risorse alieutiche è la presenza di numerosi e importanti canyon che solcano la scarpata continentale e le grandi profondità in vicinanza della costa occidentale e centrale.

La costa toscana si estende per oltre 600 km, comprendendo circa 400 km di coste continentali e 200 km di coste insulari dell'Arcipelago Toscano. Si possono riconoscere due diverse tipologie di litorali: litorali con coste basse e sabbiose e litorali a costa rocciosa a alta, specie quelli delle isole dell'Arcipelago. La piattaforma continentale tra il Golfo di La Spezia e l'Isola d'Elba è ampia e presenta una leggera pendenza, soprattutto tra Livorno e l'Elba, e si estende per 35-40 km dalla costa, fino a circa 150 m di profondità. Tra le isole di Capraia e Gorgona la piattaforma è tagliata dal canyon dell'Elba; il fondale tra l'Elba e l'Argentario è costituito da un unico bacino, delimitato a Ovest dalla dorsale elbana, a Est dalla costa toscana e a Nord dal canale di Piombino e dall'Elba.

La piattaforma continentale laziale, con i suoi 290 km di sviluppo longitudinale ha una pendenza media di poco inferiore a  $0,5^\circ$ , mentre il margine ove inizia la scarpata continentale, si trova a una profondità variabile tra i 120 m e i 150 m. Nella parte centrale la piattaforma laziale è caratterizzata dalla presenza del conoide sommerso del delta del fiume Tevere. Gli apporti di questo fiume condizionano le caratteristiche fisico-chimiche e trofiche di buona parte del litorale del Lazio centrale. A largo della costa meridionale del Lazio si trova l'arcipelago pontino, rappresentato dalle isole di Ponza, Palmarola e Zannone a Ovest e da Ventotene e Santo Stefano a est, costituite principalmente da depositi di origine vulcanica. Le Isole pontine sono caratterizzate da fondali molto acclivi e dalla presenza di numerosi canyon.

Le conoscenze sui popolamenti bentonici di quest'area sono abbastanza complete e dettagliate: sono stati analizzati i popolamenti dei fondali circostanti alle isole (Albertelli *et al.*, 1983), mentre diversi tratti costieri sono stati oggetto di ricerche ad opera di Borri *et al.*, (1977), Castagnolo *et al.*, (1978) e Gambi e Fresi, (1981).

Per quanto riguarda le biocenosi bentoniche dei fondali liguri (Fig. 2.3), sulla ridotta estensione della piattaforma continentale sono presenti tutti le biocenosi delle sabbie e dei detritici: Sabbie Fini Superficiali, Sabbie Fini Ben Classate (SFBC), Detritico Costiero (DC), Detritico Del Largo (DL) e Detritico Infangato (Peres e Picard, 1964). E' anche ampiamente distribuita la biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri, che all'inizio della scarpata spesso lascia il posto al Detritico Del Largo. Sulla scarpata segue la biocenosi dei Fanghi Profondi. I fondi duri presentano spesso un andamento verticale; sono presenti alcune delle più interessanti facies a gorgonacei (*Paramuricea clavata*) e

corallo rosso (*Corallium rubrum*) delle coste italiane. Praterie di *Posidonia oceanica* (HP in Fig. 2.3.) si trovano un po' ovunque lungo la costa, anche se la loro estensione è limitata dalla ripidità dei fondali.

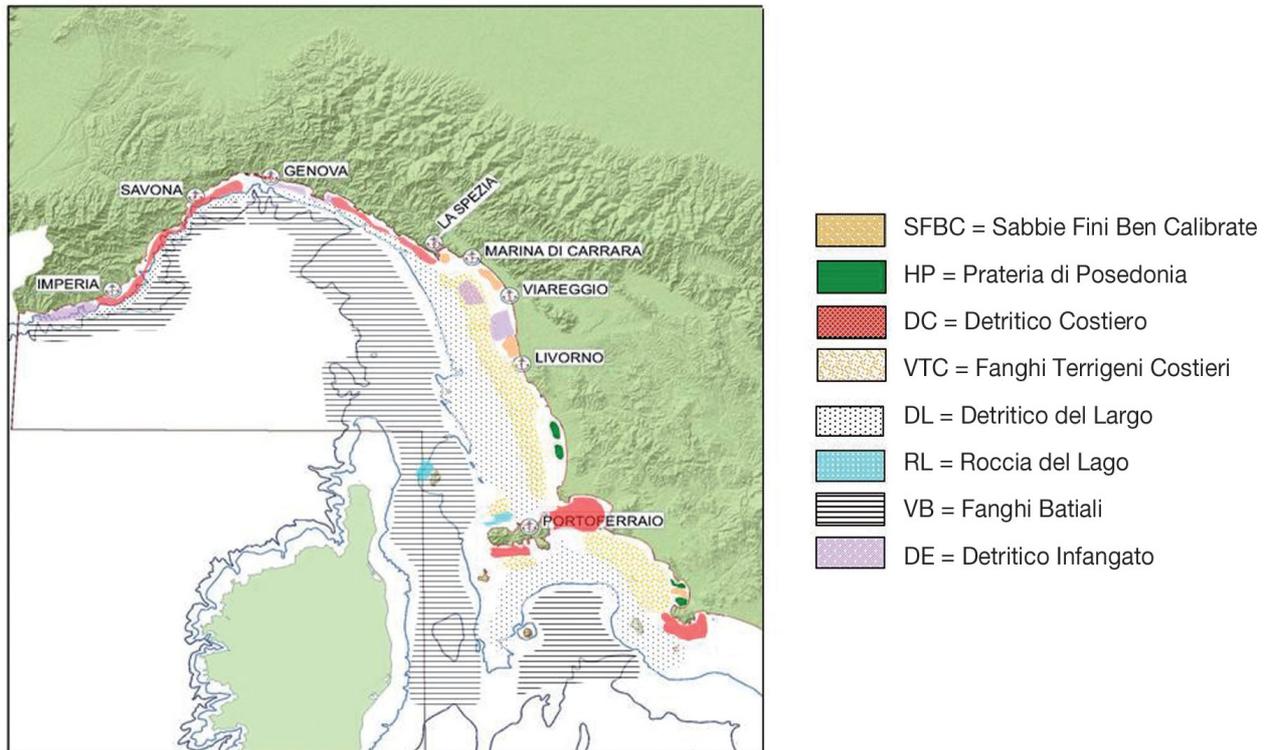


Figura 2.3 - Le principali biocenosi bentoniche della parte centrale e settentrionale della GSA 9 (Mar Ligure e Mar Tirreno Settentrionale). Sono indicate le isobate dei 200 e 800 m (da Relini *et al.*, 2012).

Anche i popolamenti bentonici delle isole dell'Arcipelago Toscano mostrano una elevata eterogeneità; sono presenti le biocenosi di fondo mobile e di fondo duro tipiche delle acque oligotrofiche del Mediterraneo. I fondi mobili presenti al largo della Toscana ospitano popolamenti riconducibili, per la maggior parte, alla serie dei detritici, che, a profondità maggiori vengono sostituiti dai popolamenti dei fanghi. I sedimenti dei settori occidentale e meridionale dell'isola d'Elba ospitano, a profondità tra 80 e 150 m, la biocenosi del Detritico del Largo, caratterizzata dalla dominanza del crinoide *Leptometra phalangium*; su questi fondali si sviluppa un popolamento altamente diversificato e produttivo, in grado di ospitare aree di nursery di importanti specie commerciali, come il nasello. I fondali duri costieri presentano le biocenosi tipiche delle pareti verticali. Le praterie di farenogame marine sono particolarmente rigogliose soprattutto lungo le coste

delle isole dell'Arcipelago Toscano, in particolare a Pianosa.

Per quanto riguarda il Lazio, i fondali mobili più costieri presentano un popolamento ascrivibile alle Sabbie Fini e poi, tra 10 e 20 m di profondità, uno ascrivibile alla biocenosi delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC). Soprattutto a causa degli apporti del fiume Tevere, a questi popolamenti si succedono normalmente verso il largo i fondi misti sabbio-fangosi che costituiscono un ambiente di passaggio verso i Fanghi Terrigeni Costieri (VTC), che si distribuiscono sulla porzione profonda della piattaforma continentale. Fondi Detritici (DC) sono presenti al margine di secche rocciose, intorno le isole Pontine e oltre il limite inferiore delle praterie di posidonia. Il margine della piattaforma continentale si caratterizza per la presenza del Detritico Largo (DL) con concentrazioni elevate del crinoide *L. phalangium*. A sud della foce del Tevere, i fondi mobili sono interrotti dalle secche di Tor Paterno, situate davanti alla località di Torvaianica. *P. oceanica* è presente praticamente lungo tutto il litorale laziale, ad eccezione della zona del Tevere. Lungo il litorale del Lazio settentrionale questa fanerogama si trova in maniera discontinua, spesso insediata su roccia, con praterie a volte degradate, mentre lungo il litorale meridionale sono presenti praterie in condizioni migliori, fino ad arrivare a quelle presenti intorno alle isole Pontine che raggiungono densità molto elevate con limite inferiore fino a 40 m e oltre (Relini *et al.*, 2012).

### 3. INQUADRAMENTO SISTEMATICO E DESCRIZIONE DI *Merluccius merluccius* (L., 1758)

#### 3.1 Inquadramento sistematico

L'inquadramento sistematico di *Merluccius merluccius*, riferito allo schema classificativo di Whitehead *et al.*, (1986) e Cohen *et al.*, (1990) è rappresentato in Tabella 3.1.

Tab. 3.1: Inquadramento sistematico di *Merluccius merluccius* (L., 1758)

Phylum	CHORDATA
Subphylum	VERTEBRATA
Superclasse	GNATHOSTOMATA
Classe	OSTEICHTHYES
Sottoclasse	ACTINOPTERYGII
Ordine	GADIFORMES
Famiglia	Merlucciidae
Sottofamiglia	Merluccinae
Genere	<i>Merluccius</i>
Specie	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)

Analisi genetiche hanno evidenziato la presenza di due popolazioni distinte di nasello, una per l'Atlantico ed una per il Mediterraneo (Roldan *et al.*, 1998), definendo *Merluccius merluccius* la popolazione atlantica e *Merluccius merluccius smiridus* la popolazione mediterranea (Cohen *et al.*, 1990).

Molto probabilmente il nasello ha colonizzato il Mediterraneo dall'Atlantico, attraverso lo Stretto di Gibilterra. Con l'abbassamento del livello del mare, dovuto alle glaciazioni del Quaternario, lo Stretto è divenuto una barriera naturale ed il flusso genico si è interrotto determinando la differenziazione per allopatria delle due popolazioni (Roldan *et al.*, 1998).

La popolazione atlantica avrebbe recentemente invaso il Mediterraneo per la seconda volta: infatti nel Mar di Alboran è presente una popolazione non distinta, dal punto di vista genetico, da quella atlantica. Questo fenomeno sarebbe dovuto alla migrazione di uova e larve pelagiche trasportate dalle acque superficiali atlantiche che entrano in Mediterraneo attraverso lo Stretto di Gibilterra (Roldan *et al.*, 1998).

Sono state riscontrate anche differenze genetiche tra la popolazione di nasello del Mediterraneo Occidentale e la popolazione del Mediterraneo Orientale (Recasens *et al.*, 1998).

La specie *M. merluccius* appartiene alla famiglia Merlucciidae. Al genere *Merluccius* appartengono 13 specie diffuse nell'Oceano Atlantico, nelle acque orientali dell'Oceano Pacifico, nelle acque a sud della Nuova Zelanda e nel bacino del Mediterraneo.

La specie *M. merluccius* (L., 1758), conosciuta in Italia come nasello o merluzzo, si caratterizza per la forma allungata e snella del corpo. Il primo arco branchiale presenta delle branchiospine in numero variabile da 8 a 11 (più comunemente da 9 a 11). La prima pinna dorsale è costituita da una spina e da 7-10 raggi, mentre la seconda pinna dorsale da 36-40 raggi; anche la pinna anale presenta 36-40 raggi. La proiezione all'indietro delle pinne pettorali raggiunge l'apertura anale negli individui più giovani (fino a 20 cm di lunghezza standard), mentre è più corta negli adulti (Fig. 3.1).

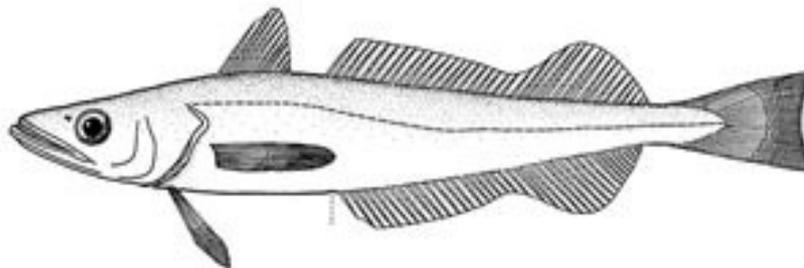


Figura 3.1 – Disegno di *M. merluccius*.

Il margine della pinna caudale è troncato, ma si biforca progressivamente con l'età. Le scaglie sono piccole e variano tra 127 e 156 lungo la linea laterale. Il numero di vertebre varia tra 49 e 54. La colorazione è grigia sul dorso, più chiara lungo i fianchi e bianca sul ventre (Fig. 3.2).



Figura 3.2 - Esemplare adulto di *M. merluccius*.

La specie è distribuita lungo le coste atlantiche dell'Europa e dell'Africa Settentrionale, dalla Norvegia e dall'Islanda fino alla Mauritania. È presente nell'intero bacino del Mediterraneo e lungo le coste meridionali del Mar Nero (Oliver *et al.*, 1996).

È una specie neobentonica, che si concentra principalmente tra i 50 e i 200 m di profondità (Oliver e Massuti, 1995) ma ha un'ampia distribuzione batimetrica (20-1000 m), che cambia durante l'accrescimento e le esigenze trofiche e riproduttive (Flamigni, 1984). Infatti, come in molte altre specie, la distribuzione lungo la colonna d'acqua, è dipendente dalla taglia: le larve e gli individui giovani (lunghezza totale LT <20 cm) vivono a profondità comprese tra 100 e 200 m, mentre gli individui adulti sono presenti a profondità maggiori (Orsi Relini *et al.*, 1989a, 1989b; De Ranieri *et al.*, 1997; Maynou *et al.*, 2003; Ferraton *et al.*, 2007), come è stato appurato nel Tirreno centro-settentrionale, dove i giovanili di *M. merluccius* migrano verso costa dalle nursery, poste tra i 100 e i 250 m di profondità, ad una taglia di 13-14 cm LT e gli individui con gonadi in maturazione (15-30 cm LT) appaiono concentrati tra 50 e 120 m (Bartolino *et al.*, 2008). Gli esemplari più grandi (LT > 30 cm), mostrano un'ampia ripartizione batimetrica, con maggiori densità tra 100 e 400 m (Abella *et al.*, 1996; Colloca *et al.*, 2003).

È una specie gregaria che vive in grossi banchi che si spostano in acque meno profonde durante la notte per alimentarsi, mentre rimangono inattivi sul fondo durante il giorno.

I principali cambiamenti nella dieta di *M. merluccius*, avvengono quando i giovani lasciano le aree di nursery profonde, muovendo verso la costa dopo il raggiungimento della maturità sessuale (Flamigni, 1984). Come è stato osservato nella GSA 9, il nasello prima di passare a una dieta quasi completamente ittiofaga (LT > 36 cm), mostra una dieta più generalista, dove crostacei (Misidacei, Eufausiacei e Decapodi, pesci bentonici (Gobiidae, *Callionymus spp.*) e pelagici (*Sardina*

*pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*) sono le prede principali, mentre i cefalopodi hanno una minore importanza (Sartor *et al.*, 2003; Carpentieri *et al.*, 2005). Secondo lo studio di Bozzano *et al.*, (2005) condotto nel Mar Catalano, gli individui di taglia inferiore ai 14 cm LT si nutrono di anfipodi, eufausiacci e misidacei, che risultano particolarmente importanti in primavera; in autunno un ruolo importante nella dieta è svolto dai pesci; la dieta per gli individui compresi tra 14,5 cm e 19,5 cm LT è principalmente composta da pesci, specialmente in autunno; la presenza di crostacei decapodi è degna di nota solo in primavera. Le prede del nasello sono sia pelagiche che bentonectoniche: i giovani si nutrono principalmente di specie pelagiche, mentre gli adulti di quelle nectobentoniche. La predazione avviene a vari livelli della colonna d'acqua, conseguentemente alle continue migrazioni verticali del nasello. Secondo studi condotti da Velasco e Olaso (1998) nel Mar Cantabrico, in *M. merluccius* il cannibalismo è un fenomeno piuttosto raro ed osservabile soprattutto in individui di grandi dimensioni, oltre i 30 cm LT; sembrerebbe correlato positivamente alla densità delle reclute, essendo molto frequente nella stagione autunnale, periodo in cui queste ultime sono molto abbondanti.

Il nasello è una specie dioica, cioè a sessi separati, che non presenta evidente dimorfismo sessuale, a parte le dimensioni (le femmine raggiungono taglie decisamente superiori dei maschi; oltre 45 cm la popolazione è costituita quasi esclusivamente da femmine).

La fecondazione delle uova è esterna e la deposizione è parziale o frazionata (Sarano, 1986; Nannini *et al.*, 2001), cioè le femmine depongono i gameti in più volte consecutive (4/5) prima che le gonadi entrino in fase di riposo; infatti nelle gonadi sono individuabili gameti in vari stadi di sviluppo. Il numero di uova emesse da ogni femmina ad ogni evento di deposizione è stato stimato essere circa 200 uova per grammo di gonade (Recanses *et al.*, 2008). Sia le uova, sia le larve sono pelagiche (Coombs e Mitchell, 1982).

Il periodo riproduttivo è molto lungo e varia da una popolazione all'altra: dicembre-giugno nel Mediterraneo, febbraio-maggio nel Golfo di Biscaglia, aprile-luglio in Islanda e maggio-agosto lungo le coste della Scozia; nel Mar Tirreno Settentrionale i periodi di maggiore attività riproduttiva sono febbraio-marzo, maggio e agosto-settembre (Sbrana e Belcari, 1993; Biagi *et al.*, 1995; Recanses *et al.*, 2008).

Nel Mediterraneo la riproduzione avviene su fondali tra 100 ed i 200 m di profondità, infatti nel Mar Tirreno Settentrionale sono state localizzate sulla piattaforma continentale uova e larve di *M. merluccius*, principalmente a 200 m (Sartini *et al.*, 2002); la taglia di prima maturità sessuale è di 26-27 cm LT per i maschi e di 36-40 cm LT per le femmine, sebbene nel Mar Tirreno Settentrionale sia stata osservata una taglia di prima maturità per le femmine di circa 45 cm (Sbrana, 1995).

### 3.2 Pesca e sfruttamento di *M. merluccius*

Il nasello è una risorsa di grande rilevanza commerciale, sottoposta ad una intensa pressione di pesca. Nella GSA9 gran parte dello sbarcato commerciale proviene dalla pesca a strascico, una frazione minore proviene dalla pesca con reti da posta, rappresentate prevalentemente da reti ad imbrocco.

Lo sfruttamento della pesca a strascico è incentrato sugli esemplari di taglia inferiore a 40 cm di LT, mentre la pesca con reti da posta sfrutta classi di taglia di maggiore dimensione (Sartor *et al.*, 1996; Abella *et al.*, 1997; Martin *et al.*, 1999).

La pesca a strascico è caratterizzata da una bassa selettività di cattura. Gli attrezzi attualmente in uso, seppure dotati di dimensione di maglie legali (40 mm per le maglie di forma quadra o 50 mm per le maglie romboidali), cattura una porzione rilevante di esemplari di piccole dimensioni, appartenenti alle prime fasi del ciclo vitale della specie.

Le stime di selettività effettuate nei mari italiani indicano una taglia di prima cattura<sup>1</sup> (Lc) attorno ai 10-13 cm LT per la maglia al sacco di 40 mm di apertura (Abella e Serena, 1998; Fiorentino *et al.*, 1998).

Tutto questo comporta la presenza rilevante di scarto (esemplari che non possono essere sbarcati in quanto inferiori alla taglia minima legale) associata alle catture della pesca a strascico.

Nella GSA 9, dove sono presenti le maggiori nursery italiane, lo scarto di giovanili è stato stimato pari a 450-690 tonnellate/anno nel periodo 2006-2009 (Stecf, 2008; 2011) apportando un grosso impatto sulla rinnovabilità di tale risorsa.

Inoltre il fatto che la maggior parte della mortalità da pesca sia incentrata su esemplari appartenenti al primo anno di vita, fa sì che questa specie si trovi in uno stato di sovrasfruttamento, situazione rilevata non solo nella GSA9 ma anche in altre aree italiane (Stecf, 2008; Sbrana, 1995; Sartor *et al.*, 1998).

Nel periodo 2003-2010 lo sbarcato totale di nasello è oscillato tra 11.500 e 17.900 tonnellate annue (IREPA, 2011).

Le marinerie che contribuiscono maggiormente allo sbarcato nella GSA9 sono quelle di Viareggio, Livorno e Porto Santo Stefano in Toscana, di Fiumicino e Terracina nel Lazio.

---

<sup>1</sup> La taglia di prima cattura è la taglia stimata alla quale il 50 % degli esemplari che entrano nella rete sono trattenuti dalle maglie al sacco della stessa.

## 4. MATERIALI E METODI

### 4.1 Ipotesi sperimentale, pianificazione dello studio

L'obiettivo principale del presente studio, è stato quello di verificare se gli esemplari di *juveniles* di *M. merluccius*, che si trovano concentrati in aree definite (aree di nursery), presentano crescita relativa, aspetti trofici ed energetici differenti da quelli degli esemplari che vivono in altre aree, trovando cioè, nelle aree di nursery, maggiori vantaggi per quanto riguarda il loro tasso di accrescimento e il loro benessere in generale. Pertanto il presente studio è stato articolato confrontando:

indici di abbondanza e densità, struttura in taglia, peso fegato e indice epatosomatico, peso dello stomaco e peso dello stomaco su peso somatico, indice di replezione, la dieta, i parametri della relazione taglia peso e il fattore di condizione tra esemplari campionati in aree di nursery ed esemplari campionati in altre aree.

#### 4.1.1 Individuazione dei siti per il campionamento

Nella GSA 9 sono stati condotti numerosi studi per l'individuazione delle aree di nursery del nasello, vista l'importanza che questa specie riveste sia dal punto di vista commerciale, sia per i popolamenti demersali. Tra gli studi più importanti vi è una ricerca, commissionata dal MIPAAF (Ministero per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali) e svolta in tutti i mari italiani (Lembo, 2010) che ha permesso di studiare le aree di nursery nelle principali specie demersali. Attraverso metodiche di kriging (kriging ordinario e kriging bayesiano) utilizzando dati georeferenziati provenienti da più di dieci anni di campagne di pesca a strascico sperimentale, sono state mappate le aree di nursery e ne è stata studiata l'evoluzione nel tempo (Colloca *et al.*, 2009).

Per quanto riguarda il nasello, questa specie ha mostrato nella GSA 9 densità di *juveniles* molto elevate, forse tra le più alte di tutto il Mediterraneo. In questo tratto di mare i *juveniles* di nasello tendono ad aggregarsi in aree ben determinate che, presentano un'elevata stabilità spazio-temporale. Le reclute di *M. merluccius* sono presenti in tutta la GSA 9, principalmente tra 100 e 250 m, con maggiore concentrazione a sud dell'Elba e del Mar Ligure sud-orientale. Le principali nursery si incontrano tra l'Isola d'Elba e l'Isola del Giglio e a nord-est dell'Isola di Capraia sia in primavera-estate che in autunno. Tali aree sono molto stabili nel tempo. Aree di nursery più piccole e meno stabili si trovano nell'area sud della GSA 9 (Lazio) e a nord di Viareggio (Lembo, 2010).

La persistenza nel tempo delle nurseries è stata valutata considerando le aree a maggiore stabilità temporale, che includono quelle con indice di persistenza superiore all'80%.

In Fig. 4.1.1.1 sono evidenziati cinque poligoni: il poligono 1 rappresenta le nursery nel mar Ligure sud-orientale che ricoprono un'area di 218 Km<sup>2</sup>, caratterizzate da una densità media stimata di individui *juveniles* pari a 1545 per Km<sup>2</sup>; il poligono 2 rappresenta le nursery a nord-est dell'Isola di Capraia con un'estensione di 1180 Km<sup>2</sup> e una densità di 2128 *juveniles* per chilometro quadrato; il poligono 3 evidenzia le nursery a sud dell'Isola d'Elba, che rappresenta anche l'area di maggiore estensione con 2136 Km<sup>2</sup> (1181 individui per chilometro quadrato); il poligono 4 include le aree di nursery in prossimità dell'Isola del Giglio, di 204 Km<sup>2</sup> (639 individui per chilometro quadrato); infine il poligono 5 include le nursery lungo le coste laziali, di 105 Km<sup>2</sup>, con una densità stimata di 927 *juveniles* per chilometro quadrato (Lembo, 2010).

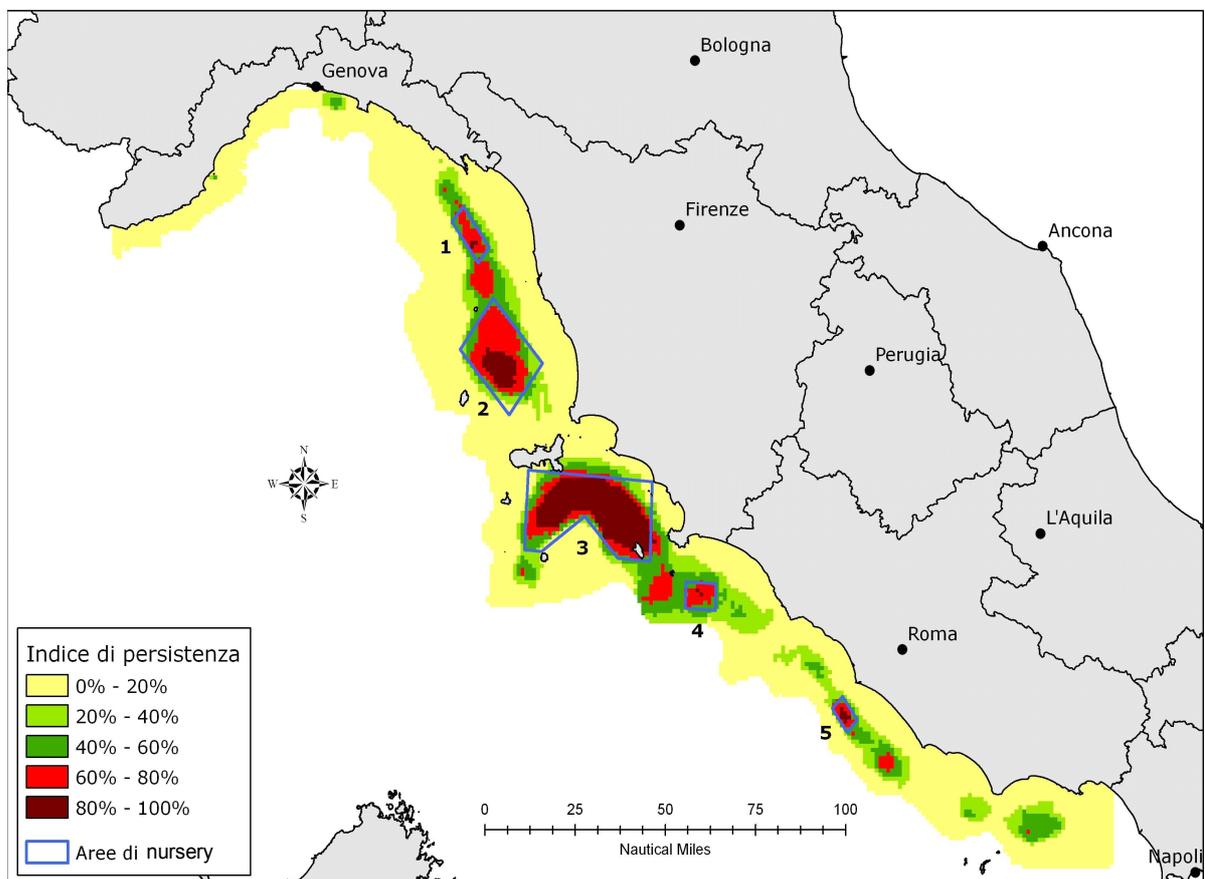


Fig. 4.1.1.1 Mappatura delle aree di nursery nella GSA 9 attraverso l'utilizzo di indici di persistenza e di densità (Lembo, 2010).

#### 4.1.2 Ripartizione delle classi di taglia

Nel seguente studio, sono stati analizzati giovanili di *M. merluccius*, scegliendo gli esemplari entro 15 cm di taglia, organismi che appartengono al primo anno di vita, sulla base di risultanze di diversi studi sulla determinazione dell'età e dell'accrescimento della specie nel Mar Tirreno Settentrionale (Ligas *et al.*, 2003; Belcari *et al.*, 2006): la taglia limite delle reclute, di 15 cm LT, è stata scelta poiché è stato messo in evidenza, nell'analisi della distribuzione taglia profondità di *M. merluccius*, che i *juveniles* di nasello sotto i 15 cm LT rimangono aggregati in determinate aree, mentre quando raggiungono taglie maggiori di 15 cm LT tendono a disperdersi maggiormente nell'ambiente (Bartolino *et al.*, 2008); inoltre, l'analisi della distribuzione batimetrica (Fig. 4.1.2.1) ha evidenziato che gli animali più piccoli, entro 15 cm LT, risultano fortemente concentrati sul margine della piattaforma continentale e sulla parte superiore della scarpata continentale, con valori massimi di preferenza batimetrica intorno a 150-220 metri. I naselli superiori a 15 cm LT mostrano invece una preferenza per profondità inferiori ai 100 m.

I risultati confermerebbero l'esistenza di una migrazione batimetrica dei giovanili di nasello dalla parte alta della scarpata alla piattaforma continentale (Lembo, 2010).

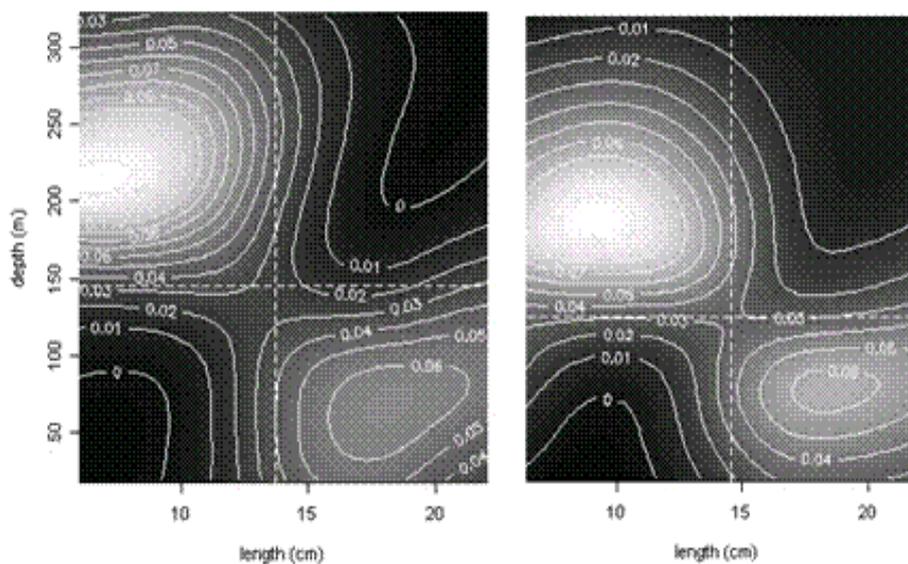


Fig. 4.1.2.1 - *M. merluccius* - Relazione taglia-profondità relativa alla campagna sperimentale di pesca a strascico negli anni 2001 e 2002 (da Lembo, 2010)

Al fine di valutare più in dettaglio gli andamenti dei parametri considerati nel presente studio, gli esemplari campionati di *M. merluccius* sono stati suddivisi in due classi di taglia:

1. 3,5 cm LT – 8,0 cm LT
2. 8,5 cm LT – 15,0 cm LT

#### **4.2 Campionamento – Campagna di pesca a strascico sperimentale.**

Gli esemplari di *M. merluccius* utilizzati in questo lavoro di tesi, sono stati raccolti nel 2011 durante la campagna di pesca a strascico sperimentale (trawl survey) MEDITS (Mediterranean International Trawl Survey, Bertrand *et al.*, 1996), finanziata dalla Commissione Europea nell'ambito della Raccolta Dati sulla Pesca (DCF, Data Collection Framework, Regolamento Comunitario 199/2008). La campagna MEDITS ha come obiettivo la valutazione e lo studio delle risorse demersali nel Mar Mediterraneo (Bertrand *et al.*, 1996) da 10 a 800 m di profondità.

Le metodologie adottate sono tali da rendere i risultati comparabili con gli analoghi rilevamenti effettuati nell'ambito dello stesso progetto MEDITS in altri paesi mediterranei.

### 4.3 Imbarcazione, attrezzature, pesca a strascico e concetto di risorsa demersale

La campagna MEDITS 2011 è stata svolta utilizzando il motopeschereccio “Libera” (Fig.4.3.1), imbarcazione adibita alla pesca professionale con reti a strascico appartenente alla marineria di Fiumicino (Tab. 4.3.1).



Fig. 4.3.1. - Foto del motopeschereccio Libera.

Tab. 4.3.1. - Caratteristiche tecniche dell'imbarcazione impiegata nel trawl survey MEDITS.

Porto di armamento	Fiumicino (Roma)
Numero di matricola	RM8125
Anno di costruzione	1991
Lunghezza fuori tutto	25,5 m
Stazza lorda (GT)	69 t
Marca motore	Guascor
Potenza motore (kw)	522
Massimo numero di giri	1800
Massima capacità di cavo di acciaio	3000 m

Il motopeschereccio Libera è equipaggiato con ecoscandaglio a colori, radar, GPS, Plotter cartografico interfacciato con il GPS, apparecchiatura VHS, e cella frigorifera. La rete utilizzata per la pesca a strascico, è stata il GOC 73, rete ad ampia apertura verticale (De Ranieri, 2011). La rete, costruita e sperimentata dall'Istituto IFREMER di Sète, è caratterizzata da un sacco terminale con una grandezza di maglia stirata pari a 20 mm ed è composta da quattro pannelli ed è calcolata per operare trainata da un'imbarcazione con almeno 368 kW (500 Hp) di potenza motrice (De Ranieri, 2011).

Le reti a strascico presentano una forma conica e sono caratterizzate da una parte terminale chiamata sacco, e da una parte frontale che prende il nome di bocca. L'apertura della rete è garantita da un sistema di galleggianti e piombi presenti rispettivamente nella parte superiore e inferiore della bocca e dalla presenza di strutture laterali chiamate divergenti (Fig. 4.3.2, 4.3.3 e 4.3.4).

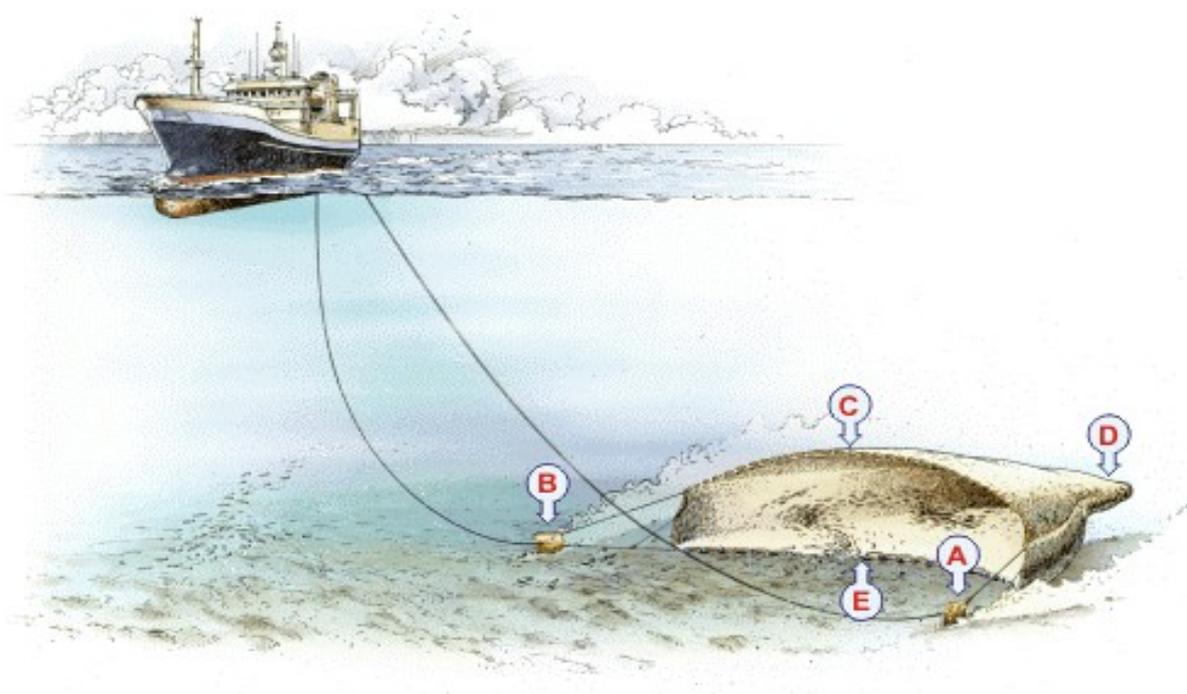


Fig. 4.3.2 - Rete a strascico. (A-B) divergenti; (C) Lima dei galleggianti; (D) Sacco; (E) Lima dei piombi.



Fig. 4.3.3 - Rete a strascico in pesca, in primo piano un divergente.

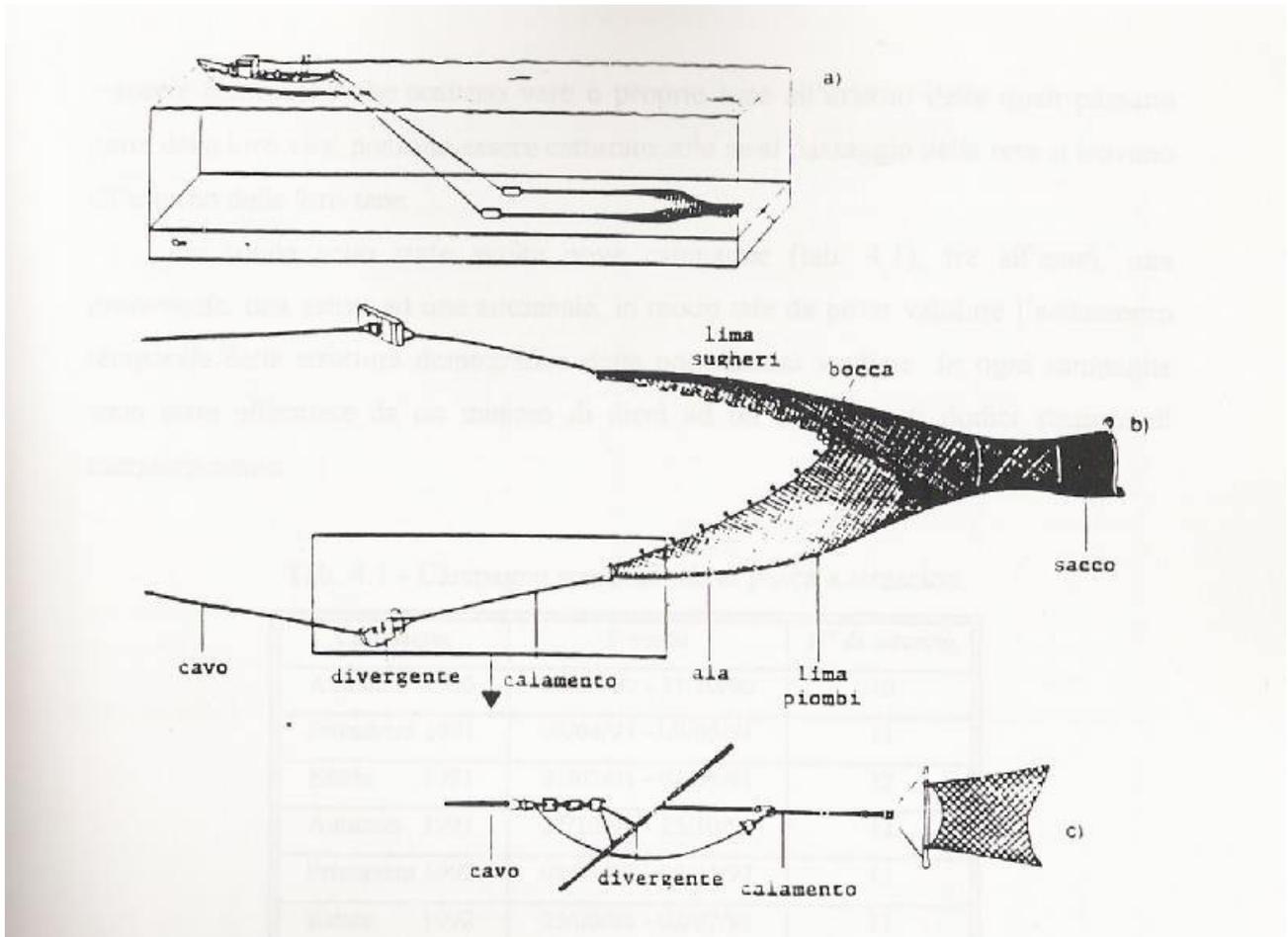


Fig. 4.3.4 - Schema di rete a strascico e dei suoi componenti: a) posizione dell'attrezzo durante lo strascico; b) componenti principali dell'attrezzo; c) particolare degli elementi di unione tra cavo e rete (da Leonart e Sardà', 1986).

Le principali specie bersaglio della pesca a strascico appartengono alla categoria delle risorse nectobentoniche o demersali, che riguarda tutte quelle specie che vivono principalmente in prossimità del fondo e sfuggono alla cattura della rete a strascico solo quando si trovano a una distanza dal fondo maggiore dell'apertura verticale della stessa rete. Tra queste specie rientra anche il nasello, obiettivo di questo lavoro di tesi.

Le risorse ittiche infatti, in funzione delle loro caratteristiche ecologiche, presentano una differente disponibilità all'attrezzo di campionamento, in questo caso la rete a strascico e si possono suddividere in quattro raggruppamenti ecologici, comprese quelle demersali (Fig. 4.3.5) (Froglià, 1982):

- Specie pelagiche che vivono nella colonna d'acqua, ma possono anche trovarsi in prossimità del fondo: vengono catturate occasionalmente ed hanno scarsa importanza per la pesca a strascico;
- Specie bentoniche, che vivono sulla superficie del fondo e/o possono infossarsi in esso; la loro catturabilità risulta quindi essere inversamente proporzionale alla loro capacità di affossarsi nel sedimento e direttamente proporzionale all'aderenza della rete sul fondo ed alla sua capacità di smuovere il sedimento;
- Specie bentoniche con abitudini fossorie, capaci di scavare tane nelle quali passano parte della loro vita; la loro catturabilità è subordinata alla loro posizione rispetto alla tana durante il passaggio della rete.

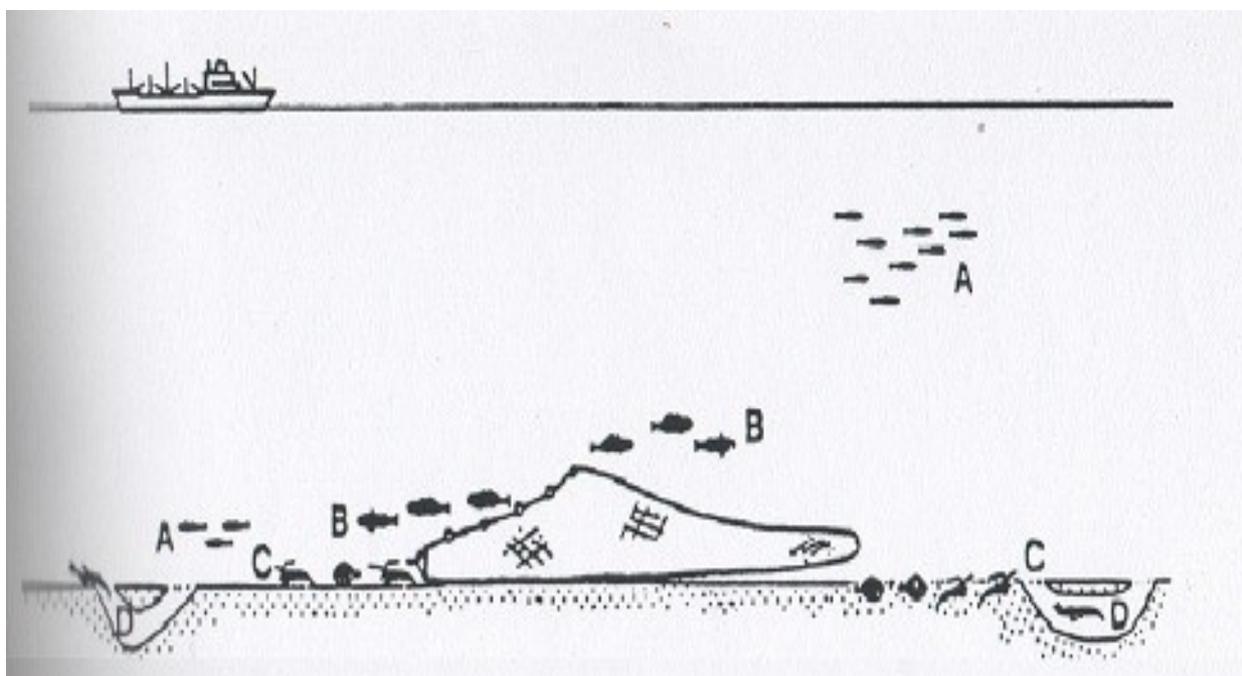


Fig.4.3.5 –Raggruppamenti ecologici degli organismi interessati dalla pesca a strascico: (A) specie pelagiche gregarie; (B) specie demersali; (C) specie bentoniche che possono infossarsi nel sedimento; (D) specie bentoniche che conducono parte della loro vita in tane scavate nel sedimento. In figura sono mostrate anche specie non catturabili dalla pesca a strascico (da Froggia, 1982).

#### 4.4 Schema di campionamento, allocazione delle stazioni

La campagna di pesca MEDITS 2011 e l'analisi del materiale raccolto sono state effettuate in accordo con quanto stabilito nel Manuale d'Istruzione (Vol. 2, febbraio 2001) e nel Manuale MEDITS 2007 (Versione 5, aprile 2007).

Ogni anno viene svolta un campagna sperimentale, durante il periodo tardo primaverile; la campagna MEDITS 2011 è stata condotta dal 28 maggio al 16 giugno 2011.

Nel caso di questa tesi, è stato analizzato il materiale proveniente da 18 cale localizzate tra il Mar Ligure sud-orientale e il Mar Tirreno centro-settentrionale, delle quali cinque localizzate nel Lazio, dodici distribuite tra la bassa e l'alta Toscana ed infine la cala 131, localizzata in Liguria (Tab. 4.4.1). Delle 18 cale analizzate, 9 erano site all'interno di aree identificate come nursery per il nasello, (in accordo con lo studio di Lembo, 2010), e 9 all'esterno di tali aree.

Tabella 4.4.1 - Schema relativo alle cale MEDITS 2011 nella GSA 9 analizzate in questo studio.

<b>CALA</b>	<b>AREA</b>	<b>REGIONE</b>	<b>DATA</b>	<b>PROFONDITA' (m)</b>
5	Area non nursery	Lazio	28/05/11	168
6	Area non nursery	Lazio	29/05/11	149
13	Area non nursery	Lazio	28/05/11	148
16	Area non nursery	Lazio	30/05/11	172
27	Area nursery	Lazio	31/05/11	193
42	Area nursery	Toscana sud	02/06/11	156
43	Area nursery	Toscana sud	02/06/11	124
46	Area non nursery	Toscana sud	02/06/11	62
59	Area nursery	Toscana sud	07/06/11	131
63	Area nursery	Toscana sud	07/06/11	164
91	Area non nursery	Toscana sud	11/06/11	113
94	Area nursery	Toscana sud	12/06/11	251
100	Area nursery	Toscana sud	12/06/11	153
103	Area nursery	Toscana sud	12/06/11	150
115	Area nursery	Toscana nord	13/06/11	205
126	Area non nursery	Toscana sud	12/06/11	101
127	Area non nursery	Toscana sud	09/06/11	72
131	Area non nursery	Liguria	16/06/11	140

La distribuzione geografica delle cale è rappresentata nelle due mappe riportate in Fig. 4.4.1.

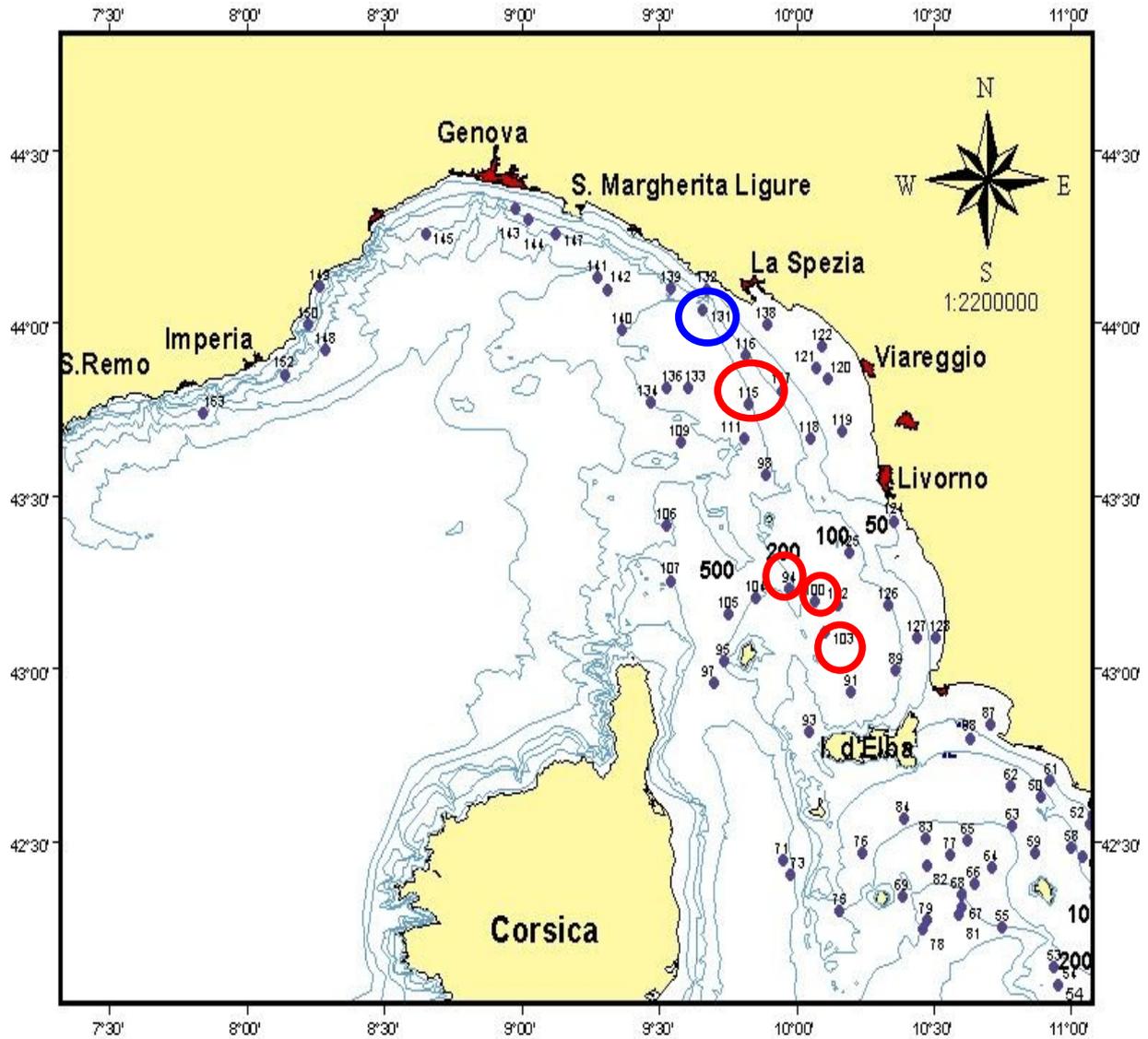


Fig.4.4.1 – Localizzazione delle 18 cale Medits 2011 utilizzate in questo studio. I cerchi in blu rappresentano le cale nelle aree non nursery, i cerchi in rosso le cale nelle aree nursery.

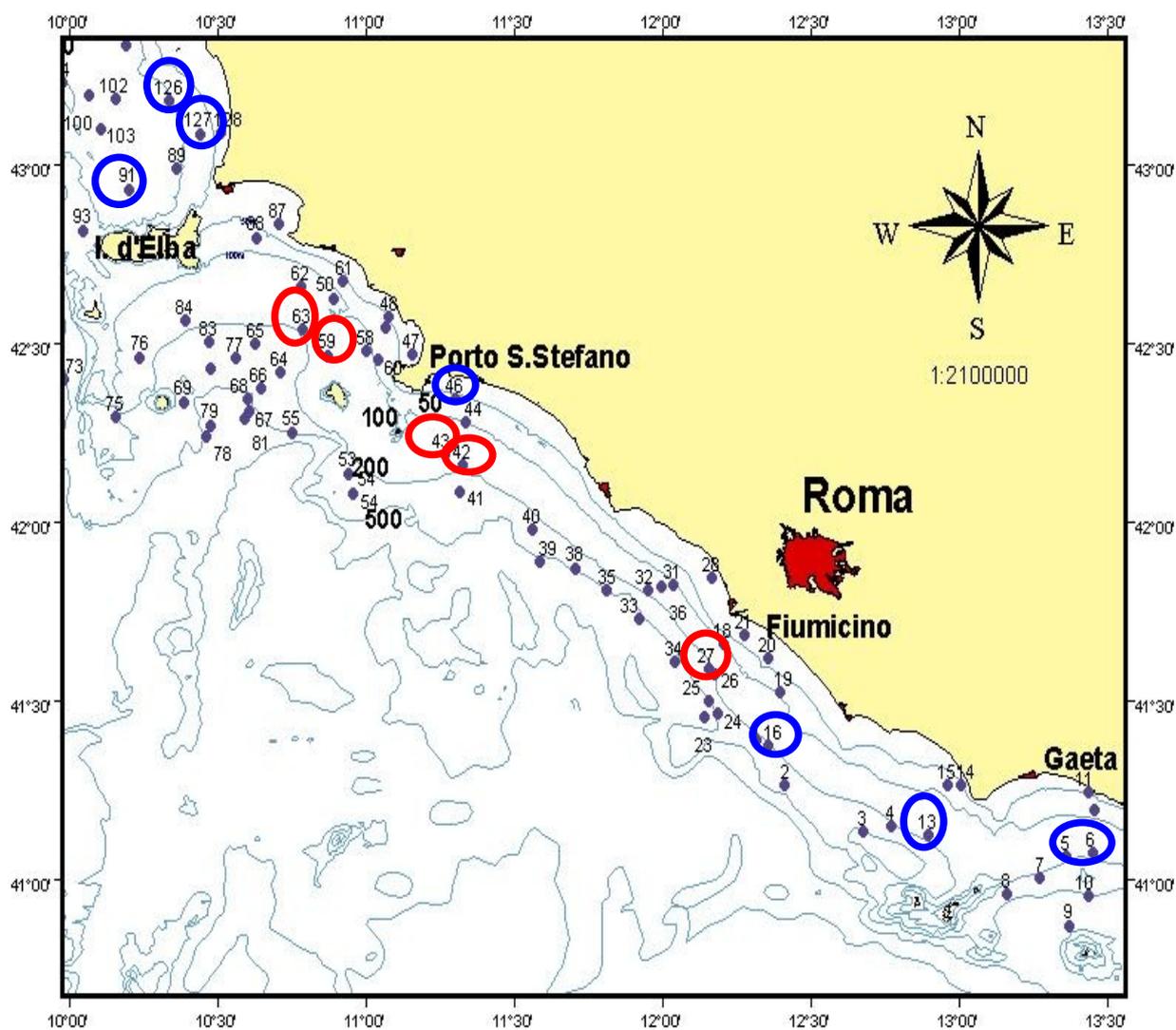
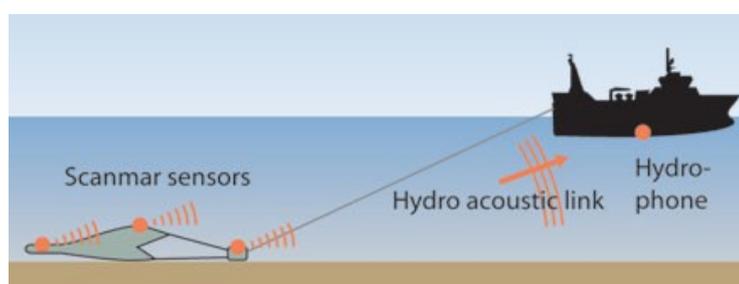


Fig.4.4.1 – Localizzazione delle 18 cale Medits 2011 utilizzate in questo studio. I cerchi in blu rappresentano le cale nelle aree non nursery, i cerchi in rosso le cale nelle aree nursery.

E' stato scelto di selezionare cale localizzate a profondità non superiori ai 350 m poiché, da studi precedenti condotti nell'area, era noto che gli individui giovani di questa specie sono scarsi o assenti a profondità più elevate (De Ranieri *et al.*, 1997).

Per tutte le cale effettuate nel corso della campagna, sono state stimate l'apertura orizzontale e verticale della rete utilizzando lo strumento di misurazione Scanmar. Si tratta di uno strumento che tramite specifici trasmettitori posti in diverse parti della rete, ad intervalli regolari, inviano i loro segnali a un altro strumento posto sull'imbarcazione, l'idrofono, il quale invia a sua volta tutti i dati di posizione della rete ad un computer a bordo che li codifica in numeri (Fig. 4.4.2).



a)



b)

Fig.4.4.2 – Rappresentazione di uno Scanmar in funzione. a) sensori posti nella parte dorsale della rete. b) sensori posti a livello dei divergenti.

#### 4.5 Esecuzione del trawl survey

Le cale sono state eseguite da un'ora dopo l'alba a un'ora prima del tramonto, ed hanno avuto una durata di 30 minuti su fondali fino a 200 m di profondità e di un'ora oltre tale limite; la durata delle cale è iniziata a partire dal momento in cui la rete toccava il fondo fino al momento in cui sono stati salpati i cavi.

Per ogni cala sono stati rilevati i seguenti dati:

- a) posizione di inizio e fine cala;
- b) profondità;
- c) lunghezza dei calamenti e del cavo di traino.

Le informazioni e i dati relativi ad ogni cala sono stati registrati utilizzando moduli e tabelle predisposti dal personale CIBM. I dati così raccolti sono stati informatizzati utilizzando un apposito software in grado di archiviare e di effettuare le elaborazioni richieste (De Ranieri, 2011).

Una volta a bordo il pescato è stato smistato e identificato a livello di specie (Fig. 4.5.1). Gli esemplari appartenenti a *M. merluccius* sono stati trattenuti e trasferiti in laboratorio per le successive analisi previste da questo lavoro di tesi.



Fig. 4.5.1 – Esempio di cattura di una cala durante la campagna Medits 2011.

Dalle catture di *M. merluccius*, di ciascuna cala, è stato prelevato un campione rappresentativo della struttura in taglia degli organismi; per il totale delle 18 cale sono stati analizzati 1913 individui aventi un' intervallo di taglia compreso tra 3,5 cm e 15,0 cm LT (Tab.4.5.1).

Tab. 4.5.1 – Numero di individui di *M. merluccius* campionati, suddivisi per cala, area e per classe di taglia.

<b>CALA</b>	<b>AREA</b>	<b>N° INDIVIDUI</b>	<b>INTERVALLO DI TAGLIA 3,5 – 8,0 cm LT n° individui</b>	<b>INTERVALLO DI TAGLIA 8,5 – 15,0 cm LT n° individui</b>
5	Area non nursery	162	67	95
6	Area non nursery	469	335	134
13	Area non nursery	36	10	26
16	Area non nursery	106	54	52
27	Area nursery	204	84	120
42	Area nursery	90	14	76
43	Area nursery	156	101	55
46	Area non nursery	33	0	33
59	Area nursery	100	5	95
63	Area nursery	101	11	90
91	Area non nursery	39	16	23
94	Area nursery	59	2	57
100	Area nursery	60	5	55

103	Area nursery	72	16	56
115	Area nursery	79	39	40
126	Area non nursery	53	24	29
127	Area non nursery	16	0	16
131	Area non nursery	78	25	53
<b>Totale</b>		<b>1913</b>		

Gli esemplari campionati sono stati congelati per le successive analisi di laboratorio.

#### 4.6 Rilevamento dei parametri biologici

Dopo aver scongelato i campioni, in laboratorio, sono stati rilevati i parametri biologici sugli esemplari di *M. merluccius*. La taglia è stata rilevata su ciascun individuo, espressa come lunghezza totale (LT) ed approssimata al mezzo centimetro inferiore. La lunghezza totale di un pesce è la distanza tra l'apice del muso e l'estremità della pinna caudale (Fig. 4.6.1).

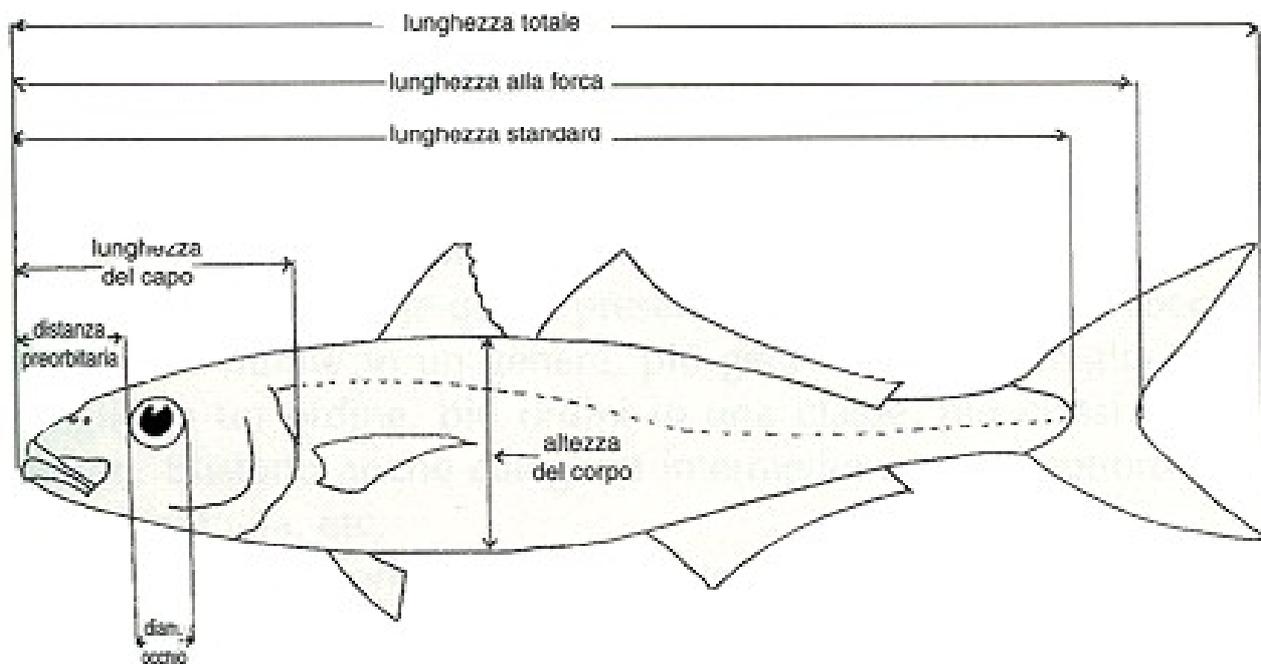


Fig. 4.6.1 – Misure rilevabili su un pesce osseo per studi morfometrici e demografici (da Sparre *et al.*, 1989).

Sono stati rilevati anche il peso totale (PT), al decimo di grammo inferiore e dopo dissezione, il peso del fegato, il peso dello stomaco (in caso di stomaco pieno) ed il peso somatico<sup>2</sup> (eviscerato) approssimati anch'essi al decimo di grammo inferiore. Gli stomaci sono stati ripartiti in due categorie: pieni, in caso di presenza all'interno di essi di materiale e vuoti, in caso di assenza di qualsiasi tipo di materiale. Il contenuto di ogni stomaco è stato determinato classificandolo a livello

<sup>2</sup> Il peso somatico corrisponde al peso totale dell'individuo meno il peso delle gonadi, in questo caso essendo dei giovanili di nasello è stato preso in considerazione il peso eviscerato togliendo cioè dal peso totale il peso dello stomaco e del fegato.

di specie o ranghi tassonomici superiori. Sono stati fatti confronti dei parametri biologici precedentemente elencati, per due classe di taglia prese in esame, e per aree di provenienza, nursery e non.

La raccolta dei dati biologici è stata realizzata presso le strutture del Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata di Livorno (CIBM).

## **4.7 Analisi dei dati**

### **4.7.1 Indici di densità e di biomassa**

Un' aspetto molto importante nell'elaborazione dei dati di cattura (numero e peso degli esemplari), riguarda la loro standardizzazione, al fine di rendere possibile il confronto tra dati provenienti da cale di durata diversa, che per quanto riguarda questo studio, variava da mezz'ora a un'ora.

In biologia della pesca “la cattura” viene espressa attraverso indici standardizzati, come cattura per unità di sforzo (c.p.u.e = catch per unit of effort, Sparre *et al.*, 1989); questo è un indice di abbondanza della popolazione a mare.

I parametri che influenzano sensibilmente l'efficienza delle catture e quindi dei rendimenti di pesca, sono l'apertura orizzontale della rete, misurata con lo Scanmar (Fig. 4.4.1) e la velocità di strascico dell'imbarcazione, che oscilla in genere tra 2,5 e 3,5 miglia nautiche all'ora (1 miglio nautico = 1.852 Km).

Al fine di standardizzare i dati raccolti in ciascuna cala, i dati di cattura di *M. merluccius*, sono stati trasformati in catture per unità di sforzo, espresse come rendimenti per unità di superficie utilizzando come indice di densità il numero di individui/Km<sup>2</sup> di area strascicata e come indice di biomassa i Kg/Km<sup>2</sup> di area strascicata.

A questo proposito è stato utilizzato il metodo dell'area strascicata (“swept area”, Sparre *et al.*, 1989); l'area strascicata durante una cala può essere calcolata conoscendo l'ampiezza della bocca rete e la durata della cala o la distanza percorsa dalla stessa, poiché l'area campionata ha la forma di un rettangolo, il cui lato maggiore è dato dallo spazio percorso dalla barca nell'unità di tempo, e quello minore è dato dalla dimensione o larghezza della bocca della rete (Fig. 4.7.1.1).

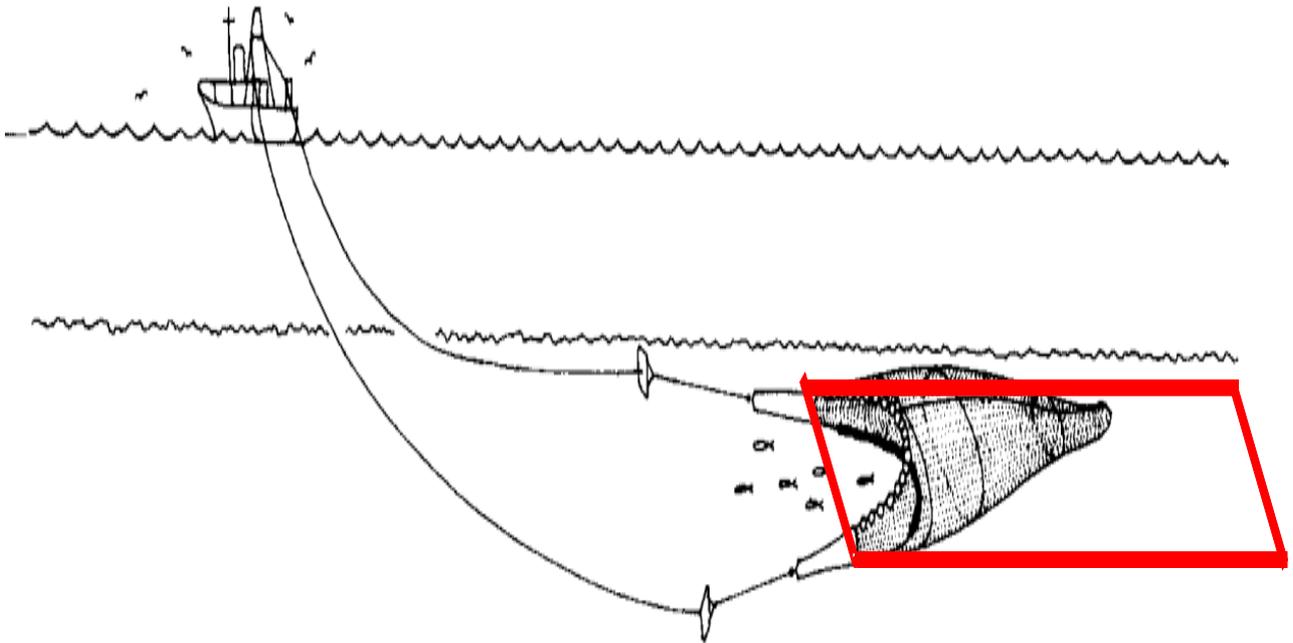


Fig. 4.7.1.1 – Area strascicata paragonata alla superficie di un rettangolo.

Le differenze tra gli indici di densità e di biomassa per cala, provenienti dalle aree di nursery e non nursery sono state valutate applicando l'analisi della varianza a un fattore, (ANOVA, Snedecor e Cochran, 1956). E' stato necessario trasformare, i dati di densità e quelli di biomassa in  $\log(x+1)$  e  $\sqrt{x}$  rispettivamente, dato che non venivano soddisfatte le assunzioni fondamentali per realizzare l'ANOVA (omogenità delle varianze e normalità della distribuzione).

#### 4.7.2 Demografia e distribuzione taglia-frequenza

Le misure delle taglie dei giovanili di *M. merluccius* (L., 1758) sono state utilizzate per costruire degli istogrammi di taglia-frequenza relativamente alla campagna MEDITS 2011. La struttura in taglia è stata calcolata sia per la popolazione totale (tutte le 18 cale) sia separatamente per le due aree analizzate, nursery e non nursery. Eventuali differenze nella struttura in taglia tra gli esemplari campionati nelle due aree sono state valutate applicando il test non parametrico di Kolmogorov-Smirnov (Press *et.al.*, 1986) definito come il valore massimo della differenza assoluta tra due funzioni di distribuzioni cumulative,  $S_{n1}(x)$  e  $S_{n2}(x)$ :

$$d = \max_{-\infty < x < \infty} |S_{n1}(x) - S_{n2}(x)|$$

#### 4.7.3 Peso stomaco, peso stomaco su peso somatico, peso fegato e indice epatosomatico

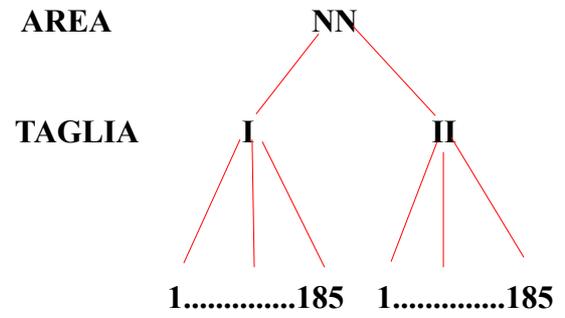
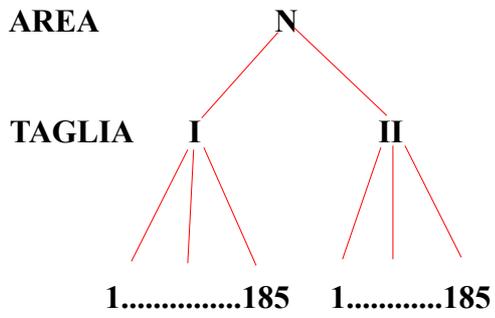
Per valutare se le aree nursery potessero o meno offrire dei vantaggi in termini energetici ai *juveniles* di *M. merluccius*, su un campione di 740 individui, bilanciato per area e secondo le due classi di taglia, sono stati misurati il peso del fegato e l'indice epatosomatico, espresso come peso del fegato sul peso eviscerato individuale (schema 4.7.3.1 a); mentre su un campione di 200 individui bilanciato per area e per classe di taglia sono stati misurati il peso dello stomaco ed il relativo indice peso stomaco/peso eviscerato (schema 4.7.3.1 b).

Eventuali differenze nei parametri considerati (peso fegato, peso stomaco, indice epatosomatico, rapporto peso stomaco/peso eviscerato) sono state valutate applicando l'analisi della varianza a due fattori, (ANOVA 2, Moore e Krupat, 1971), dopo aver verificato attraverso opportuni test statistici che fossero rispettati i requisiti necessari per tale analisi, prendendo in considerazione come fattori, la classe di taglia e l'area.

Schema 4.7.3.1- Disegno di campionamento: a) peso fegato e indice epatosomatico b) peso stomaco e relativo indice (peso stomaco/peso somatico).

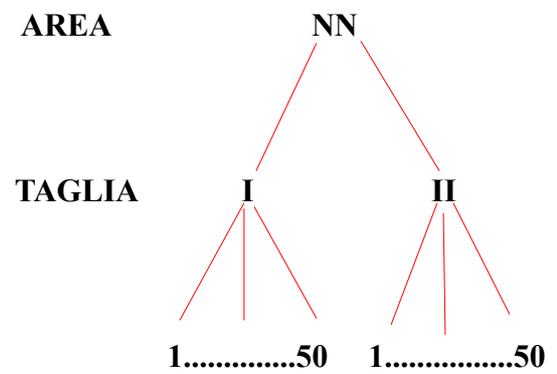
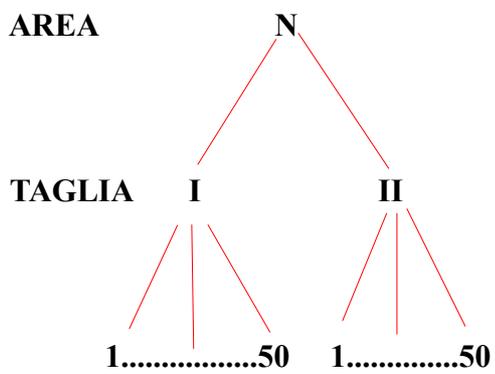
a) N = NURSERY

NN = NON NURSERY



b) N = NURSERY

NN = NON NURSERY



#### 4.7.4 Studio della dieta e indice di replezione

L'intensità dell'attività predatoria è stata valutata tramite un indice di replezione stomacale (I.R., Bowen, 1983) definito come:

$$\text{I.R.} = (\text{n}^\circ \text{ di stomaci pieni}) / (\text{n}^\circ \text{ di stomaci pieni} + \text{n}^\circ \text{ di stomaci vuoti})$$

L'andamento di questo indice è stato analizzato per testare eventuali differenze nell'intensità di alimentazione dei giovanili nelle due classi di taglia selezionate (I = 3,5 – 8,0 cm LT; II = 8,5 – 15,0 cm LT) e nelle due aree, nursery e non.

E' stato utilizzato un test statistico, basato su una tabella di contingenza o tabella a doppia entrata (cioè tabella con etichette di riga e di colonna), utilizzata per rappresentare e analizzare le relazioni tra il numero degli stomaci pieni e vuoti nelle due aree, per la I e per la II classe di taglia, riportando le frequenze osservate e attese relative alla variabile stomaco.

#### 4.7.5 Confronto tra spettri trofici degli esemplari catturati nelle due aree

Dei 1913 individui giovanili di nasello analizzati in questo lavoro di tesi, dopo un'opportuna dissezione, sono stati prelevati i contenuti degli stomaci, per tentare di raggiungere una determinazione tassonomica generale delle relative prede. Spesso i contenuti stomacali si sono presentati sotto forma di materiale altamente digerito e si è sempre rilevata una notevole differenza nel grado di digestione a seconda del contenuto di parti molli dei differenti taxa. Organismi come cefalopodi o piccoli pesci sono risultati infatti più velocemente “digeribili” rispetto ai crostacei che sono più lentamente aggredibili dai succhi gastrici a causa della presenza dell'esoscheletro.

Una volta raggiunta la determinazione tassonomica generale delle prede, sono stati effettuati confronti relativi allo spettro trofico dei *juveniles* di *M. merluccius*, al fine di analizzare eventuali differenze nella dieta in funzione della taglia e dell'area.

#### 4.7.6 Relazione taglia- peso

I dati di lunghezza totale LT (cm) e peso totale PT (g) degli esemplari di *M. merluccius*, sono stati utilizzati per valutare la relazioni taglia-peso. Sono stati selezionati un massimo di 25 individui per area e per classe di taglia di 0,5 cm LT.

Lo studio della relazione taglia-peso permette di valutare l'accrescimento relativo di una popolazione e di valutarne eventuali modificazioni in funzione di variabili come il sesso e lo stadio maturativo delle gonadi. In pratica la relazione taglia peso dà informazioni sul cambiamento nella forma del corpo degli organismi durante il ciclo vitale della specie o in differenti condizioni ambientali.

La relazione taglia-peso può essere anche uno strumento utile per stimare il peso individuale di un determinato organismo conoscendone la sua taglia.

In questo studio la relazione taglia-peso è stata utilizzata per studiare la crescita relativa di tutta la popolazione di *M. merluccius* e successivamente per studiarla nelle aree nursery e nelle aree non nursery, sia utilizzando il peso totale, sia quello eviscerato.

Nei pesci il modello che meglio si adatta a rappresentare questa relazione è quello moltiplicativo, dove il peso dell'animale è proporzionale alla lunghezza elevata alla b

$$PT = a * LT^b \text{ dove:}$$

dove “a” e “b” sono due parametri della curva; a è il cosiddetto “fattore” di condizione, mentre b esprime il tasso di crescita relativa. Il coefficiente b rappresenta il coefficiente di crescita relativa tra il peso e la lunghezza.

Trasformando l'equazione della relazione taglia-peso in termini logaritmici (Ricker, 1973), si ottiene così l'equazione di una retta:

$$\ln P = \ln a + b * \ln L$$

dove ln è il logaritmo naturale, ln a rappresenta l'intercetta della retta con l'asse y e b rappresenta il coefficiente angolare della retta stessa.

Quando il valore di b non è significativamente diverso da 3 siamo in presenza di una isometria, quando cioè all'aumentare del peso, la taglia aumenta al cubo del valore del peso stesso; viceversa se b è significativamente diverso da 3 e in particolare  $b < 3$  siamo in presenza di una allometria negativa; se b è significativamente diverso da 3 e in particolare  $b > 3$  siamo in presenza di una

allometria positiva (Fig. 4.7.6.1).

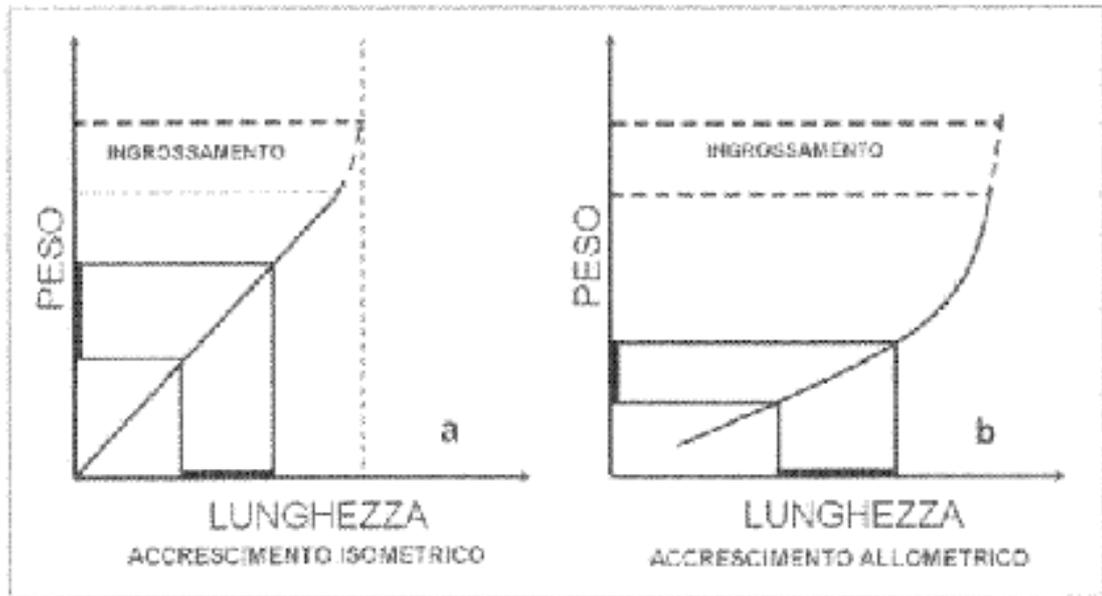


Fig. 4.7.6.1 – Relazione tra taglia e peso.

Per testare se esiste una isometria con ipotesi nulla  $H_0: b = 3$ , è stato eseguito un test t di Student con  $n-2$  gradi di libertà (Pauly, 1984):

$$t_{(n-2)} = \frac{sd(\ln L) * |b-3| * (n-2)^{1/2}}{sd(\ln P) * (1-r^2)^{1/2}}; H_0 b = 3$$

dove  $n$  è la numerosità del campione,  $r$  è il coefficiente di correlazione tra  $\ln L$  e  $\ln P$ ,  $b$  è il tasso di crescita relativa e  $sd(\ln L)$  e  $sd(\ln P)$  sono le deviazioni standard dei valori di  $\ln L$  e  $\ln P$ . Il valore di  $t$  è stato confrontato con quello di riferimento della distribuzione t di Student per una probabilità  $p < 0,05$ . Inoltre è stata valutata l'esistenza di differenze significative del parametro  $b$  tra esemplari appartenenti alle aree nursery e non nursery, impiegando il seguente test t (Armitage, 1982):

$$t = \frac{b_1 - b_2}{(var(b_1 - b_2))^{1/2}}$$

con  $n_1 + n_2 - 4$  gradi di libertà

#### 4.7.7 Fattore di condizione K di Fulton

I fattori di condizione sono dei parametri, in genere originati dalla relazione taglia-peso, che danno informazioni sullo stato di “benessere” di un esemplare o di una popolazione, basandosi sull’assunto che, a parità di lunghezza, organismi con un peso maggiore si trovano in condizioni fisiologiche migliori (Anderson & Neumann 1996; Blackwell *et al.*, 2000). Infatti, tali fattori mettono in relazione la lunghezza di un pesce con il suo relativo peso, valutandone la variazione di quest'ultimo rispetto al peso previsto per un pesce ad una data lunghezza.

Vi sono inoltre osservazioni che riportano come tali fattori di condizione possano variare in funzione di fattori di disturbo esterni, come, nel caso delle popolazioni ittiche, lo stress dovuto all'inquinamento e alla pressione di pesca. Pertanto i fattori di condizione possono anche dare indicazioni utili relativamente allo stato di sfruttamento di una specie ittica ed essere impiegati come supporto per la corretta gestione delle risorse.

Tra i vari fattori di condizione disponibili in letteratura, per questo studio è stato scelto il fattore K di Fulton.

Fulton (1904) osservò, infatti, che il peso di un organismo, ad una data lunghezza, può variare sensibilmente nelle diverse specie e che, all'interno della stessa specie, il rapporto fra la lunghezza e il peso è variabile da luogo a luogo e in base al periodo dell'anno. Ancora, egli evidenziò come nelle fasi giovanili i pesci crescevano in lunghezza più che nelle altre dimensioni e che la relazione lunghezza - peso degli esemplari giovani di una specie differiva da quella degli adulti.

Questo fattore di condizione è stato utilizzato in diversi studi sulla fisiologia ed energetica dei pesci di acqua dolce, fornendo interessanti risultati (Lorenzoni *et al.*, 2005; Carosi *et al.*, 2006). Pertanto tale indicatore delle condizioni fisiologiche di un pesce, è stato utilizzato in questo studio, al fine di verificarne l'efficacia anche sulle popolazioni marine.

Il fattore di condizione K di Fulton è così definito:

$$K = 100 * W / L^3$$

dove W è il peso corporeo del pesce in (g), L è la sua lunghezza in cm (Froese, 2006).

La particolarità di quest'indice è che, ponendo il termine  $b = 3$ , si assume che la crescita del pesce sia isometrica, cioè che la forma del pesce non vari al crescere dell'individuo. Tuttavia tale situazione si realizza di rado in natura (McGurk, 1985; Bolger & Connolly, 1989), dove invece generalmente si osserva una crescita di tipo allometrico (con valori di  $b \neq 3$ ).

In questa tesi, il fattore di condizione K di Fulton, è stato calcolato su un campione di 25 individui selezionati per area (nursery e non nursery) e per classe di taglia di 0,5 cm LT, prendendo come

riferimento sia il peso totale che il peso eviscerato. Per valutare eventuali differenze nello stato di condizione tra esemplari appartenenti alle aree nursery e quelli campionati nelle aree non nursery, le medie dei fattori di condizione relative agli organismi provenienti dalle due aree sono stati comparate applicando un test t-Student (Pauly, 1984) con n-2 gradi di libertà ed ipotesi nulla  $\mu_{\text{nursery}} = \mu_{\text{nonnursery}}$ , dopo aver verificato, con opportuni test statistici, che fossero rispettati gli assunti relativi al suddetto test statistico.

## 5. RISULTATI

La campagna sperimentale di pesca a strascico MEDITS 2011 ha permesso di raccogliere informazioni, nella GSA9, sulla biologia, sull'abbondanza, sulla struttura in taglia, sullo stato di condizione, sull'ecologia trofica e sulla crescita relativa dei giovanili di *M. merluccius* nelle aree nursery e nelle aree non nursery.

Di seguito sono illustrati i risultati ottenuti sull'intera popolazione di *M. merluccius* analizzata in questo studio e successivamente per le due aree analizzate e per le due classi di taglia prese in esame.

### 5.1 Differenze negli indici di densità tra aree

I risultati dell'analisi della varianza compiuti sui dati di densità (espressi come numero di individui per chilometro quadrato di area strascicata) relativi ai giovanili di *M. merluccius* campionati nelle 18 cale MEDITS 2011 nel Mar Ligure sud-orientale e nel Mar Tirreno centro-settentrionale, sono riassunti in Tab. 5.1.1:

Tab. 5.1.1 – Tabella riassuntiva dell' ANOVA ad una via. SS = devianze; MS = varianze attese; gl = gradi di libertà; F = Test di Fisher; Sign = significatività. Livelli di significatività = 0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*; 0,05 \*.

	<b>SS</b>	<b>gl</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Sign</b>
<b>Intercetta</b>	204,78	1	204,78	2558,67	< 0,001	***
<b>AREA</b>	0,61	1	0,61	7,66	0,01	**
<b>Errore</b>	1,28	16	0,08			

L'analisi della varianza ha evidenziato che gli indici di densità tra aree nursery e non nursery differiscono significativamente tra loro,  $p = 0,01$ .

Tali risultati sono supportati dal diagramma Box-Wisker (Fig. 5.1.1).

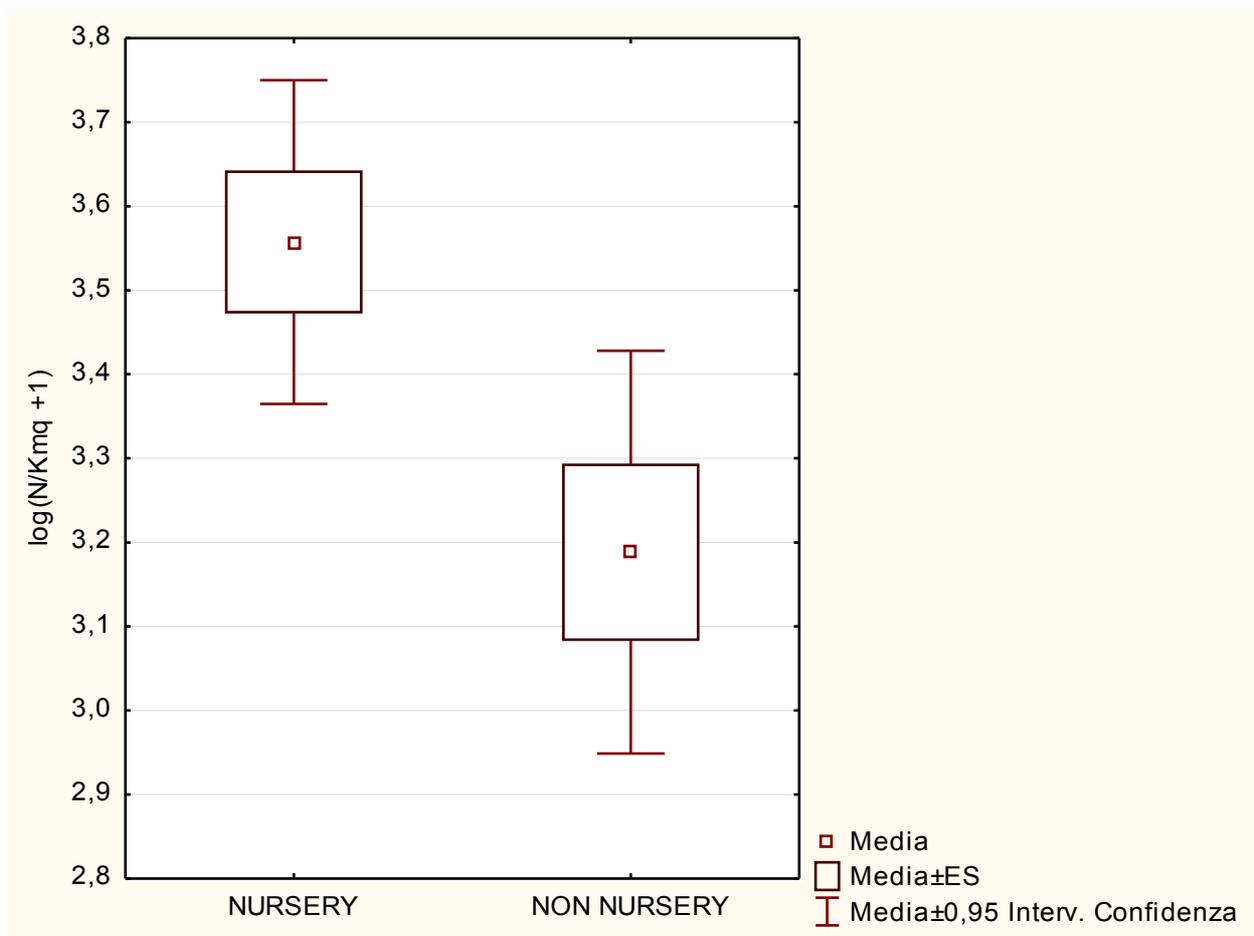


Fig. 5.1.1 – Diagramma Box-Wisker della media degli indici di densità trasformati, per area. ES = errore standard.

Nonostante l'elevata variabilità delle stime, dalla Fig. 5.1.1 si può osservare come l'indice di densità medio nelle aree nursery sia maggiore rispetto all'indice di densità medio riscontrato nelle aree non nursery.

## 5.2 Differenze negli indici di biomassa tra aree

I risultati dell'analisi della varianza compiuti sui dati di biomassa (espressi come chilogrammo di individui per chilometro quadrato di area strascicata) relativi ai giovanili di *M. merluccius* campionati nelle 18 cale MEDITS 2011 nel Mar Ligure sud-orientale e nel Mar Tirreno centro-settentrionale, sono riassunti in Tab. 5.2.1:

Tab. 5.2.1 – Tabella riassuntiva dell' ANOVA ad una via. SS = devianze; MS = varianze attese; gl = gradi di libertà; F = Test di Fisher; Sign = significatività. Livelli di significatività = 0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*; 0,05 \*.

	<b>SS</b>	<b>gl</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Sign</b>
<b>Intercetta</b>	431,19	1	431,19	225,33	< 0,001	***
<b>AREA</b>	11,62	1	11,62	6,07	0,03	*
<b>Errore</b>	30,62	16	1,91			

L'analisi della varianza ha evidenziato che gli indici di biomassa tra aree nursery e non nursery differiscono significativamente tra loro,  $p = 0,03$ .

Tali risultati sono supportati dal diagramma Box-Wisker (Fig.5.2.1).

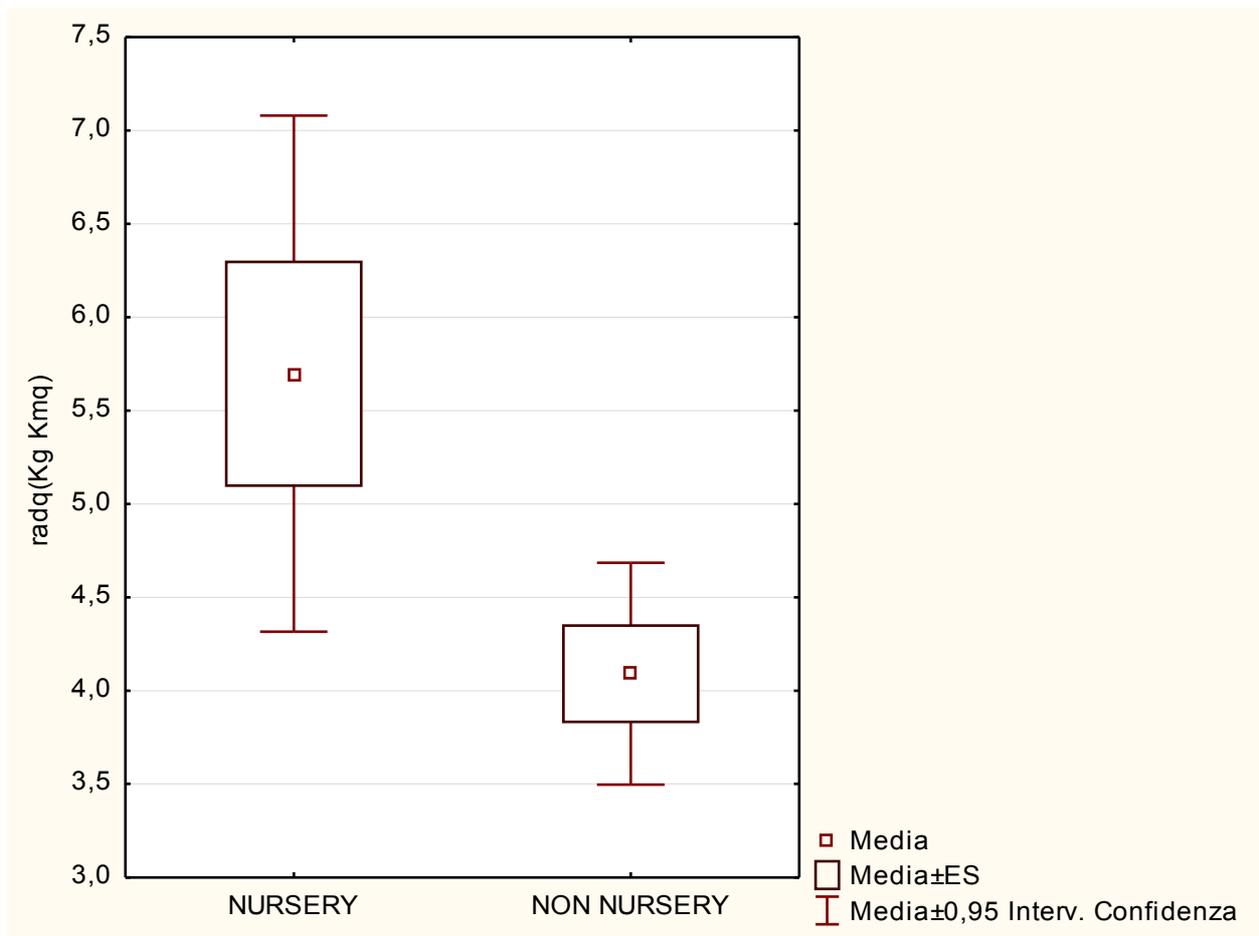


Fig. 5.2.1 – Diagramma Box-Wisker della media degli indici di biomassa trasformati, per area. ES = errore standard.

Nonostante l'elevata variabilità delle stime, (soprattutto nelle aree nursery), dalla Fig. 5.2.1 si può osservare come l'indice di biomassa medio in queste aree sia significativamente maggiore rispetto all'indice di biomassa medio riscontrato nelle aree non nursery.

### 5.3 Struttura demografica

In Fig. 5.3.1 è riportata la distribuzione taglia-frequenza, relativa all'intera popolazione di *M. merluccius*.

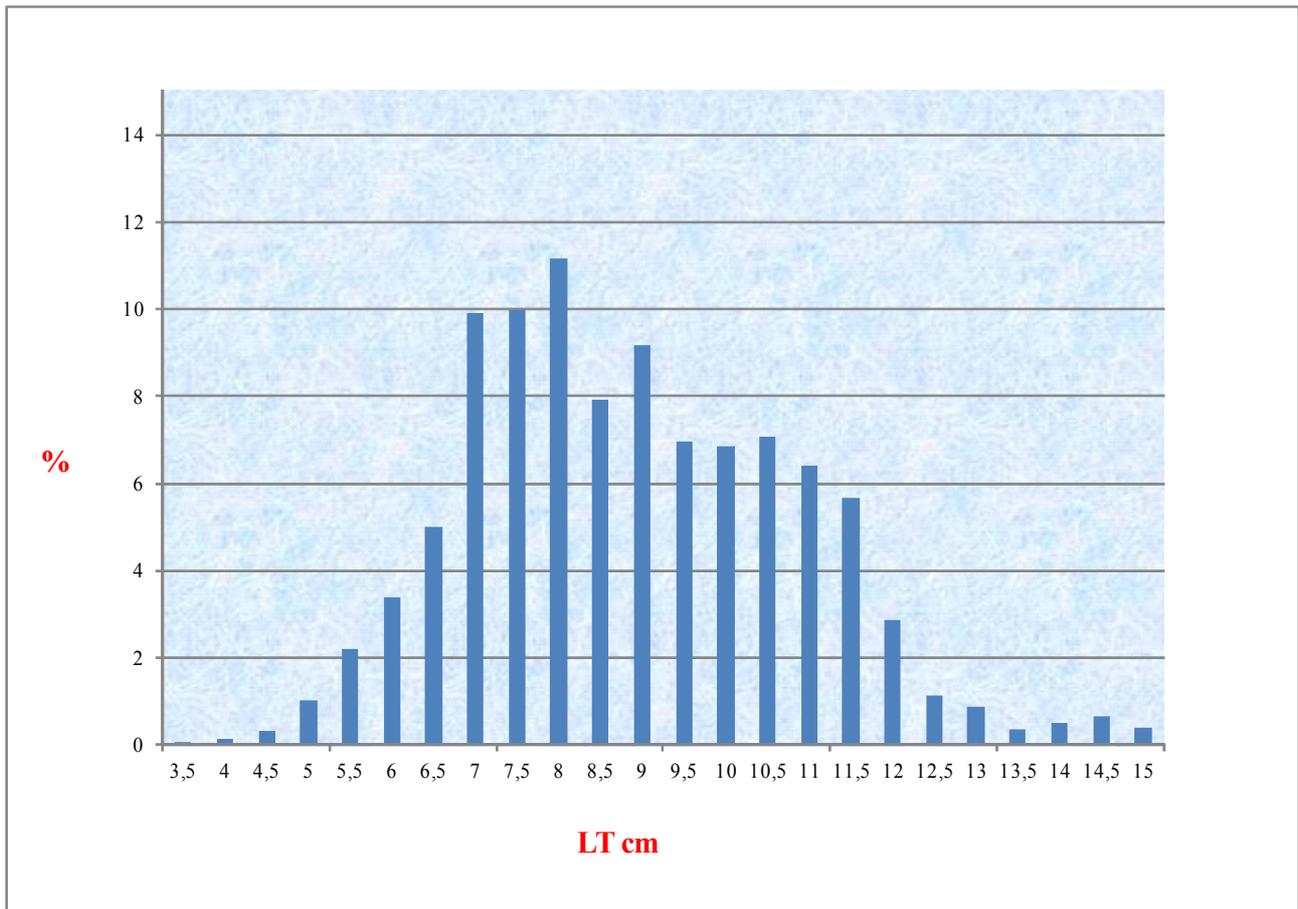


Fig. 5.3.1 – Distribuzione taglia frequenza. - Popolazione totale.

La classe di taglia minima riscontrata è stata di 3,5 cm LT: la struttura demografica presenta una classe modale che oscilla tra 7,0 cm e 8,0 cm LT con una percentuale compresa tra il 10 % e l'11%.

In Fig. 5.3.2 è rappresentata la distribuzione taglia-frequenza nelle aree nursery.

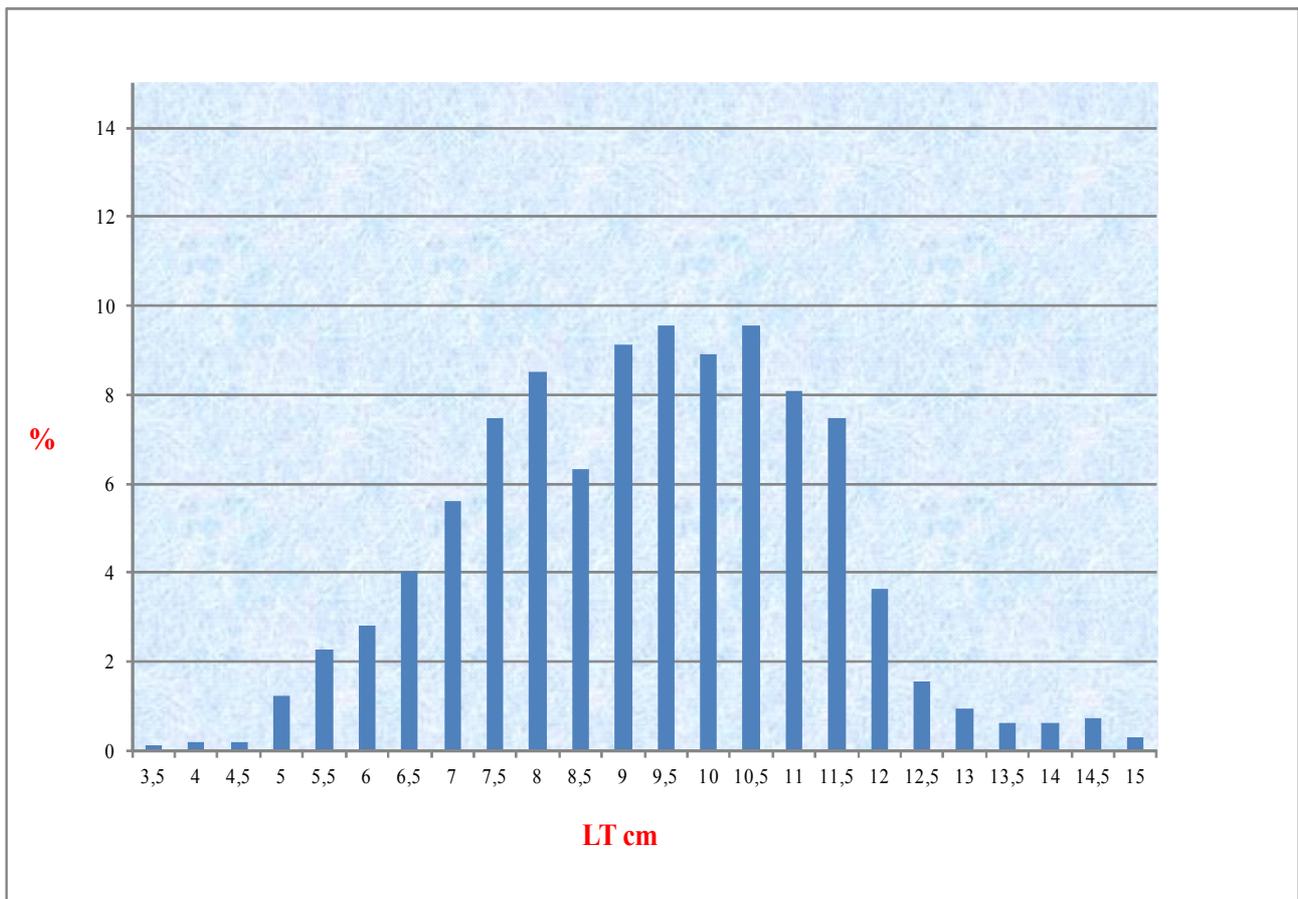


Fig. 5.3.2 – Distribuzione taglia-frequenza nelle aree nursery.

La distribuzione taglia-frequenza corrispondente alle aree nursery ha una classe modale che oscilla tra 9,5 cm e 10,5 cm LT con una percentuale di 9,5 %, con il II intervallo di taglia maggiormente rappresentato, a differenza dell'intera popolazione in cui era il I.

In Fig. 5.3.3 è riportata la distribuzione taglia-frequenza nelle aree non nursery, con un intervallo di taglia di 0,5 cm.

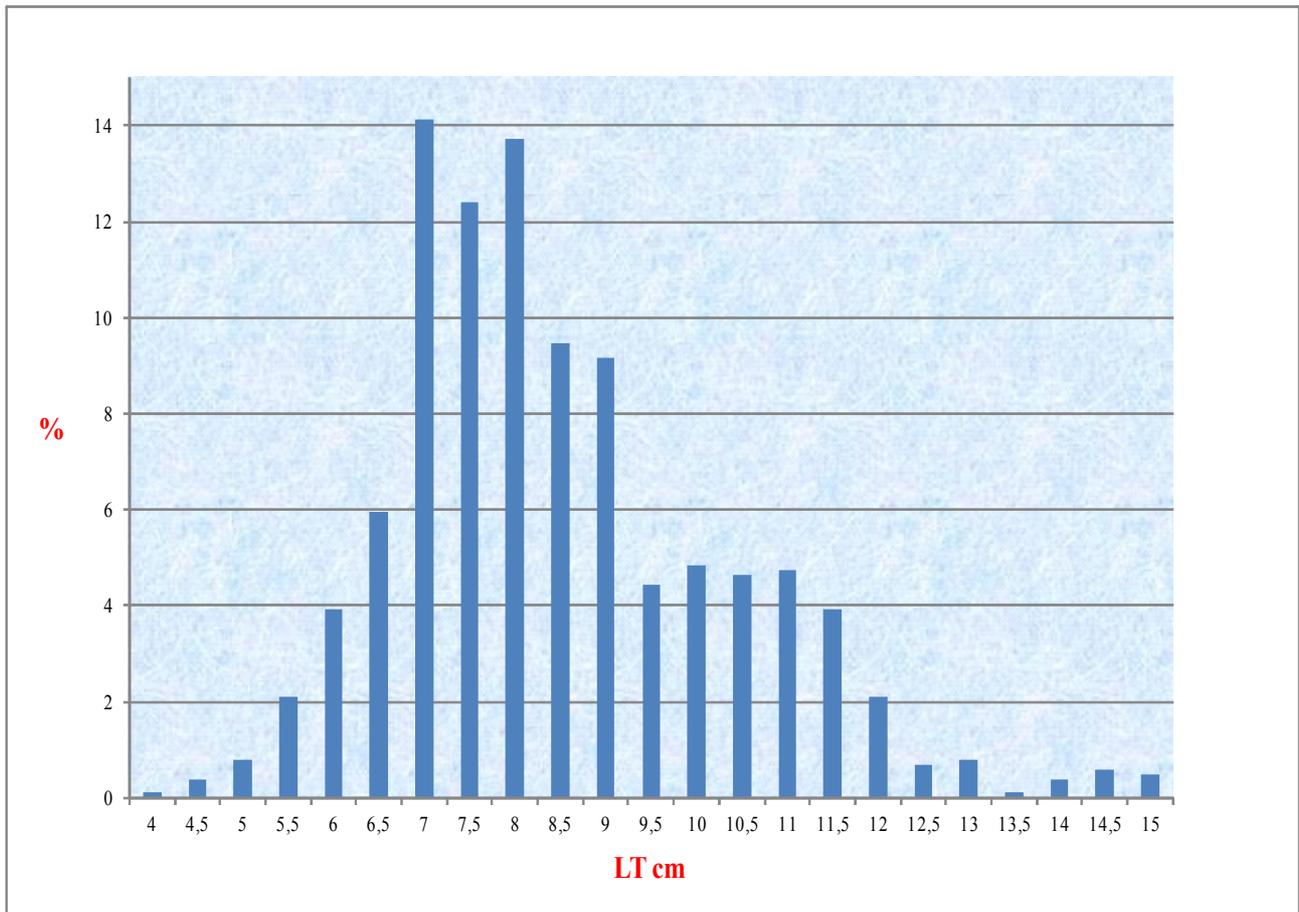


Fig. 5.3.3 – Distribuzione taglia-frequenza nelle aree non nursery.

Nella distribuzione taglia-frequenza nelle aree non nursery la classe di taglia minima misurata è stata di 4 cm LT; la classe modale oscilla tra 7,0 cm e 8,0 cm LT con una percentuale intorno al 14%, stessa classe modale ritrovata nella distribuzione taglia-frequenza relativa all'intera popolazione di *M. merluccius* analizzata, ed inferiore alla classe modale riscontrata nelle aree nursery; perciò nelle aree non nursery l'intervallo di taglia maggiormente rappresentato è il I.

Il confronto tra le distribuzioni di frequenza relative alle aree nursery e alle aree non nursery (test di Kolmogorov-Smirnov), ha evidenziato differenze significative ( $\chi^2 = 11,72$ ;  $p < 0,01$ ); in sostanza le aree nursery presentano una composizione demografica caratterizzata da esemplari più grandi, mentre nelle aree non nursery si rinvengono generalmente esemplari più piccoli.

## 5.4 Peso fegato e indice epatosomatico

Dopo aver verificato, con appropriati test statistici, che gli assunti di omogeneità delle varianze e di normalità della distribuzione fossero rispettati, è stata eseguita un'analisi della varianza a due fattori (Moore e Krupat, 1971), la Tab. 5.4.1 riassume i risultati dell'analisi della varianza a due vie per la variabile “fegato”:

Tab. 5.4.1 – Tabella riassuntiva dell'ANOVA a due vie. SS = devianze; MS = varianze attese; gl = gradi di libertà; Sign = significatività. Livelli di significatività = 0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*; 0,05 \*.

	<b>SS</b>	<b>gl</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Sign</b>
<b>Intercetta</b>	5,2	1	5,2	1109,2	< 0,001	***
<b>Area</b>	0,03	1	0,03	5,74	0,02	*
<b>Taglia</b>	1,76	1	1,76	347,61	< 0,001	***
<b>Area*Taglia</b>	0,03	1	0,03	6,96	0,01	**
<b>Errore</b>	3,45	736	0,01			

L'analisi della varianza ha evidenziato che esiste un effetto principale sia del fattore area ( $p < 0,05$ ) sia del fattore taglia ( $p < 0,001$ ) nel determinare differenze significative tra i valori del peso del fegato nei giovanili di nasello; nelle aree nursery, infatti, il peso medio del fegato è significativamente maggiore rispetto alle aree non nursery, con un valore di 0,09 g contro 0,077 g (Fig. 5.4.1); nella II classe di taglia, il peso medio del fegato è significativamente maggiore rispetto alla prima, con un valore pari a 0,13 g contro 0,035 g (Fig. 5.4.2); inoltre l'analisi, ha evidenziato che anche l'interazione tra i due fattori è significativa, ( $p = 0,01$ ; Fig. 5.4.3 a e b), cioè le differenze della variabile fegato, riscontrate nei livelli del fattore area cambiano a seconda di quale livello del fattore taglia si prende in considerazione e viceversa, infatti il peso medio del fegato è significativamente maggiore nella II classe di taglia per entrambe le aree ma aumenta più rapidamente dalla I alla II classe di taglia nelle aree nursery rispetto alle non nursery, passando da 0,035 a 0,15 g nelle aree nursery e da 0,036 a 0,12 g nelle aree non nursery (Fig.5.4.3 a); l'effetto di passare dalle aree non nursery alle aree nursery cambia a seconda di quale livello del fattore taglia si prende in considerazione: infatti il peso medio del fegato aumenta da 0,12 g a 0,145 g, dalle aree non nursery alle aree nursery per la II classe di taglia, mentre tende a restare piuttosto stabile, dalle

aree non nursery a nursery per la I classe di taglia, passando da 0,0355 g nelle non nursery a 0,035 nelle nursery (Fig. 5.4.3 b).

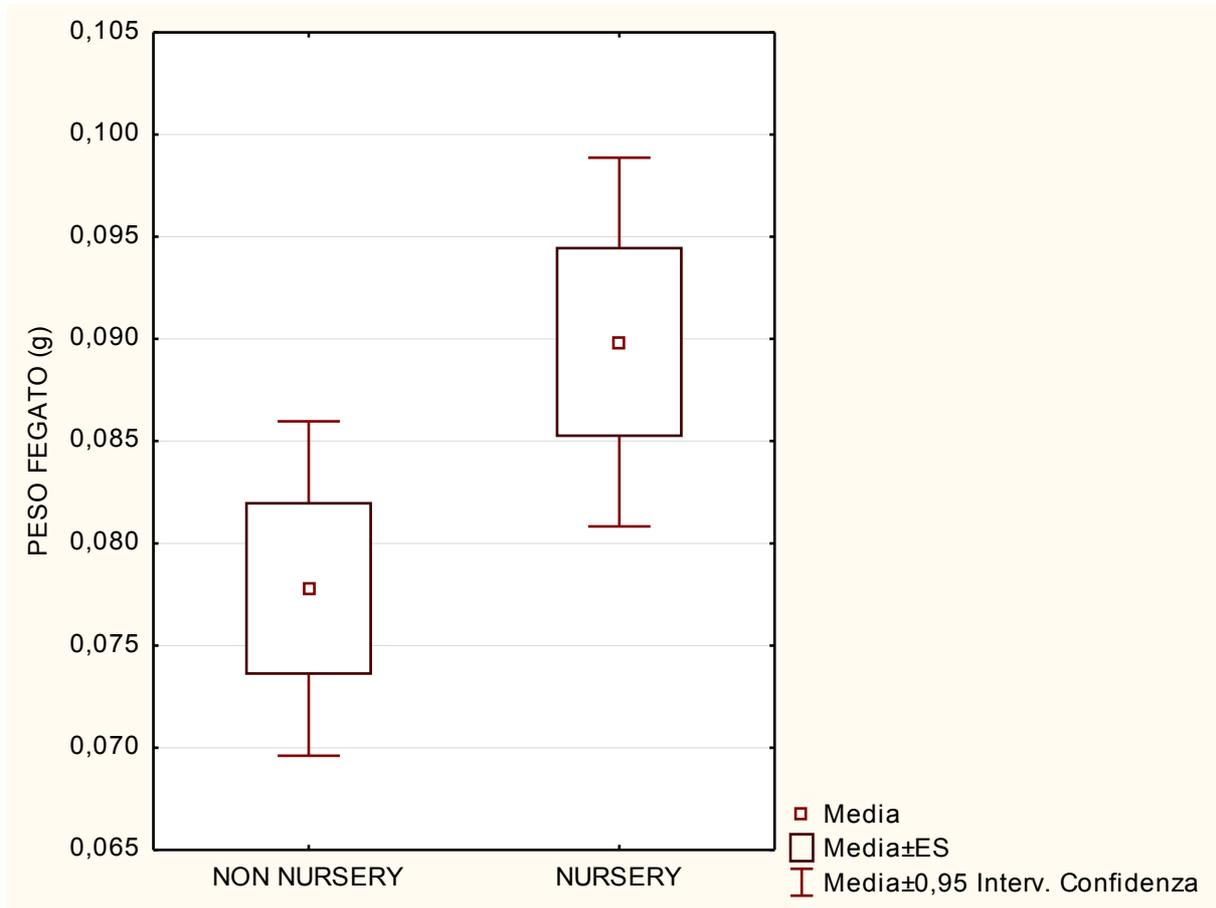


Fig. 5.4.1 – Diagrammi Box-Wisker relativo al peso medio del fegato per area. ES = errore standard.

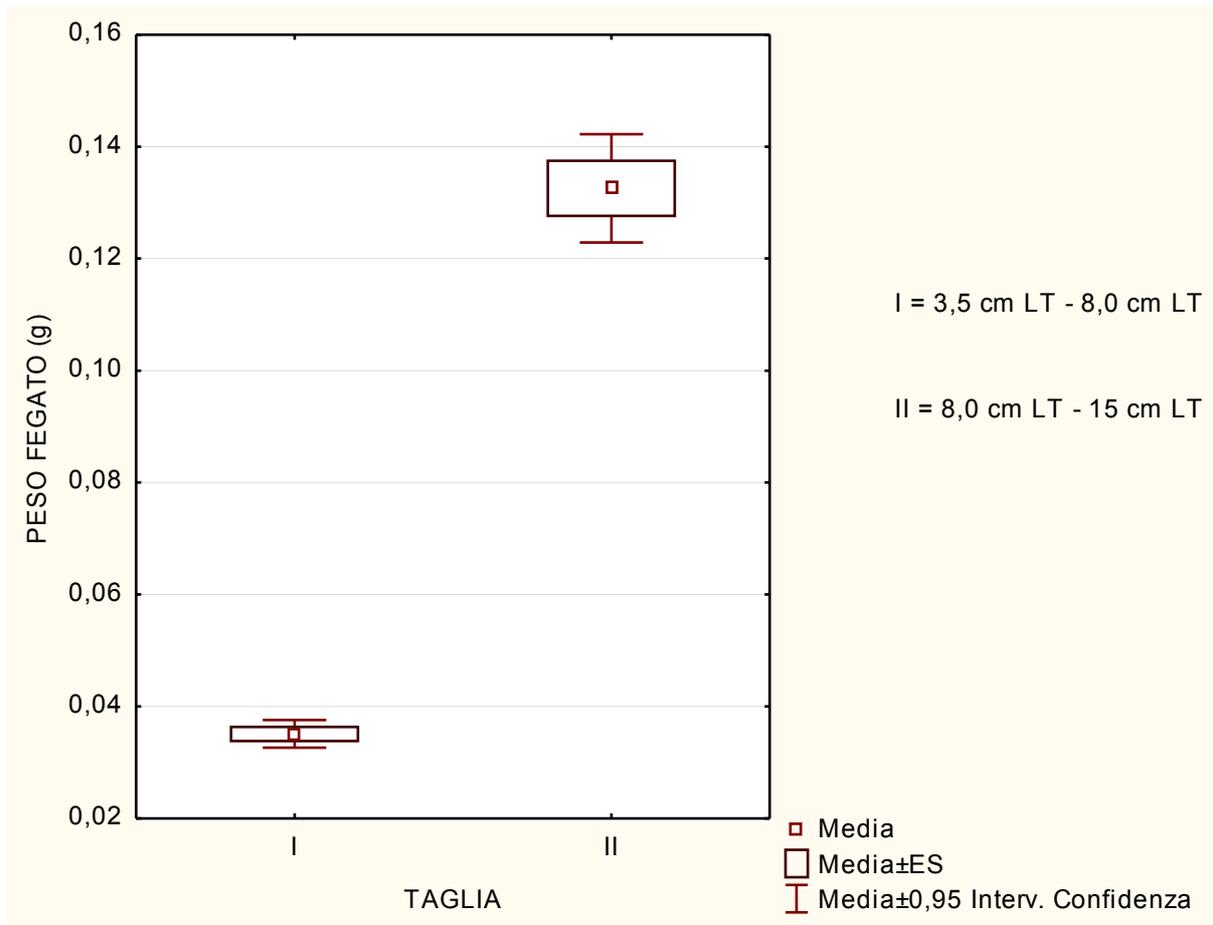


Fig. 5.4.2 - Diagrammi Box-Wisker relativo al peso medio del fegato per taglia. ES = errore standard.

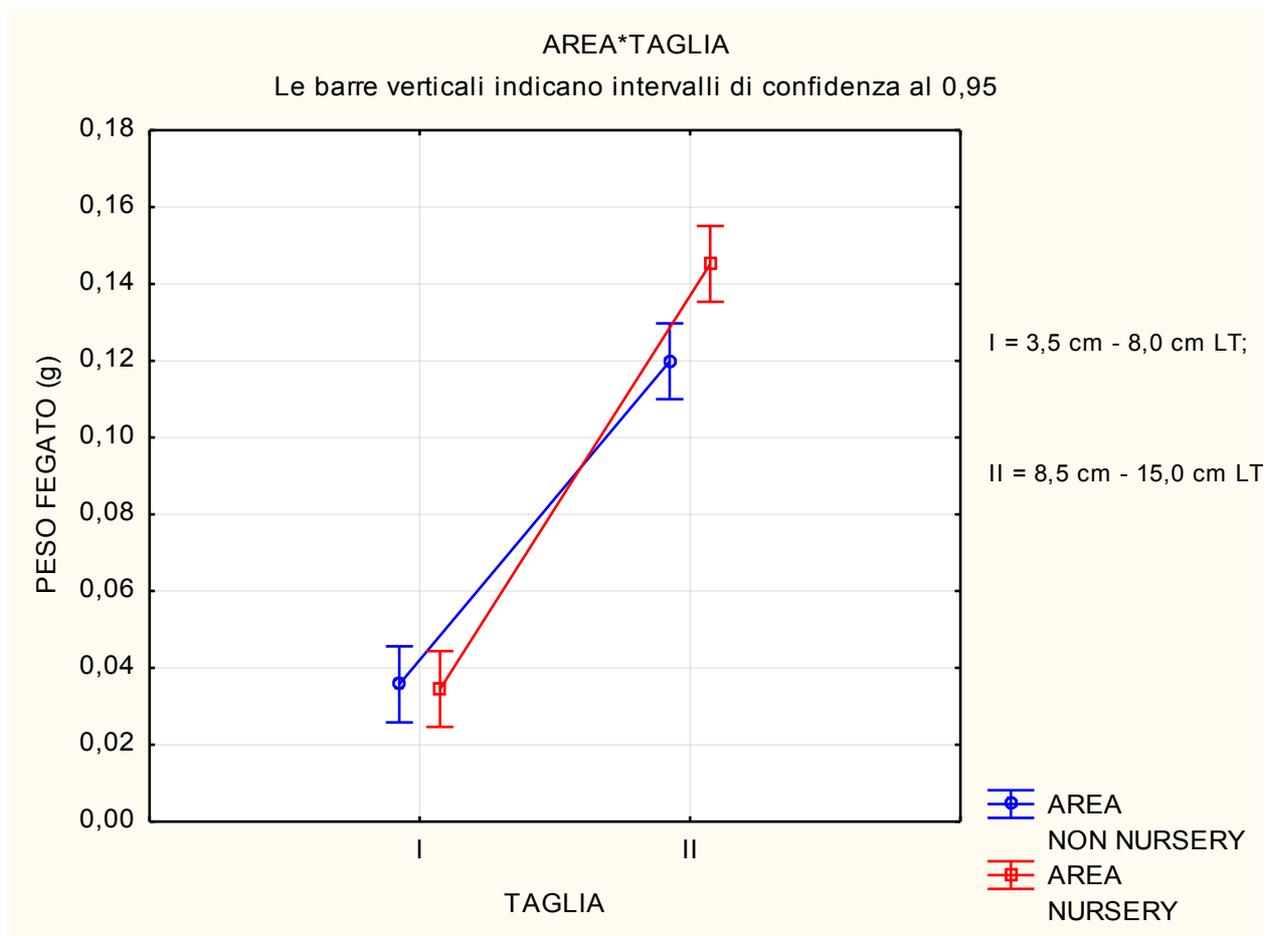


Fig. 5.4.3 (a) – Grafico dell'interazione tra il fattore area e il fattore taglia per il peso del fegato.

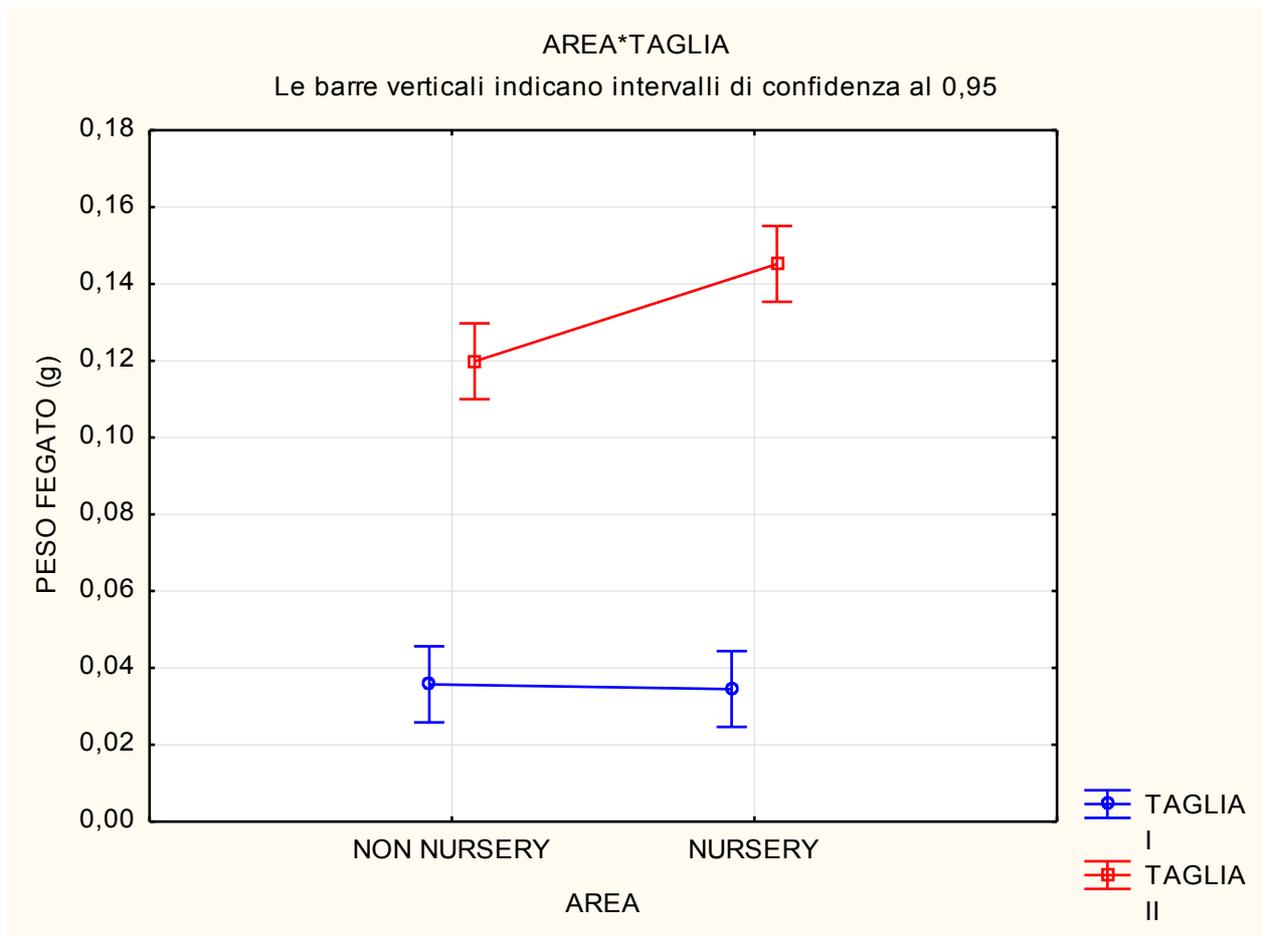


Fig. 5.4.3 (b) – Grafico dell'interazione tra il fattore area e il fattore taglia per il peso del fegato.

In Tab. 5.4.2 sono riportati i risultati dell'analisi della varianza a due vie per la variabile “indice epatosomatico”.

Tab. 5.4.2 – Tabella riassuntiva dell'ANOVA a due vie. SS = devianze; MS = varianze attese; gl = gradi di libertà; Sign = significatività. Livelli di significatività = 0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*; 0,05 \*.

	<b>SS</b>	<b>gl</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Sign</b>
<b>Intercetta</b>	0	1	0	2965,534	0,000000	***
<b>Area</b>	0,000356	1	0	4,177	0	*
<b>Taglia</b>	0,002952	1	0	0	0,000000	***
<b>Area*Taglia</b>	0,000786	1	0	0	0	**
<b>Errore</b>	0,062795	736	0			

L'analisi della varianza ha evidenziato che esiste un effetto principale sia del fattore area ( $p < 0,05$ ) sia del fattore taglia ( $p < 0,001$ ) nel determinare differenze significative tra i valori dell'indice epatosomatico nei giovanili di nasello; nelle aree nursery, infatti, il valore medio dell'indice è significativamente maggiore rispetto alle aree non nursery, con un valore di 0,0192 g contro 0,0177 g (Fig. 5.4.4); nella II classe di taglia, il valore medio dell'indice è significativamente maggiore rispetto alla prima classe di taglia, con un valore pari a 0,0205 g contro 0,0165 g (Fig. 5.4.5); inoltre l'analisi della varianza, ha evidenziato che anche l'interazione tra i due fattori è significativa, ( $p = 0,002$ ; Fig. 5.4.6 a e b), cioè le differenze della variabile indice epatosomatico, riscontrate nei livelli del fattore area cambiano a seconda di quale livello del fattore taglia si prende in considerazione e viceversa, infatti il valore medio dell'indice è significativamente maggiore nella II classe di taglia per entrambe le aree ma aumenta più rapidamente dalla I alla II classe di taglia nelle aree nursery rispetto alle non nursery, passando da 0,0162 g a 0,0223 g nelle aree nursery e da 0,0168 g a 0,0188 g nelle aree non nursery (Fig. 5.4.6 a); l'effetto di passare dalle aree non nursery alle aree nursery cambia a seconda di quale livello del fattore taglia si prende in considerazione: infatti per la II classe di taglia, il valore medio dell'indice epatosomatico, dalle aree non nursery alle aree nursery aumenta, passando da 0,0188 g a 0,0222 g, mentre per la I classe di taglia diminuisce, passando da 0,0168 g nelle aree non nursery a 0,0161 g nelle aree nursery (Fig. 5.4.6 b).

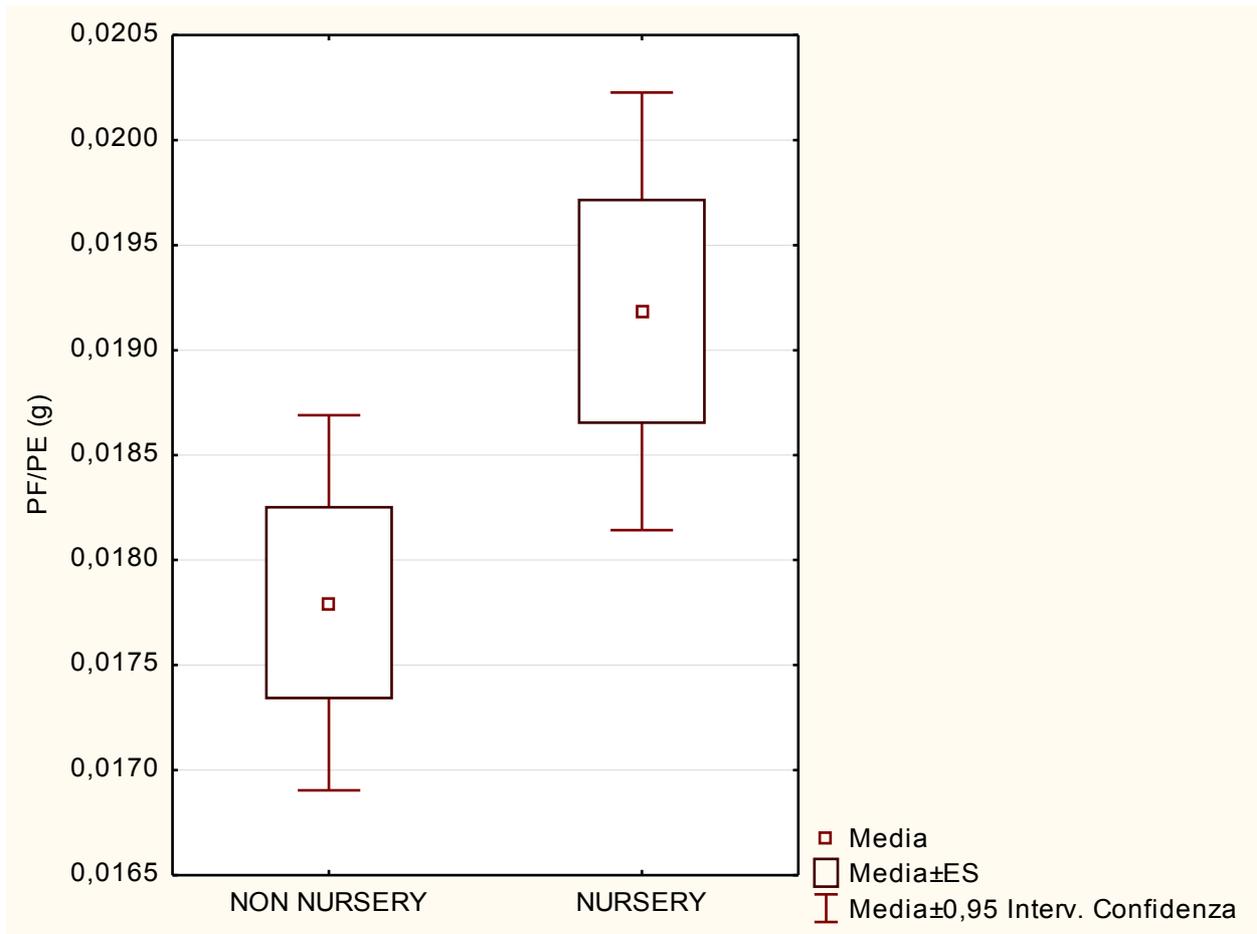


Fig. 5.4.4 - Diagrammi Box-Wisker relativo al valore medio dell'indice epatosomatico per area. ES = errore standard.

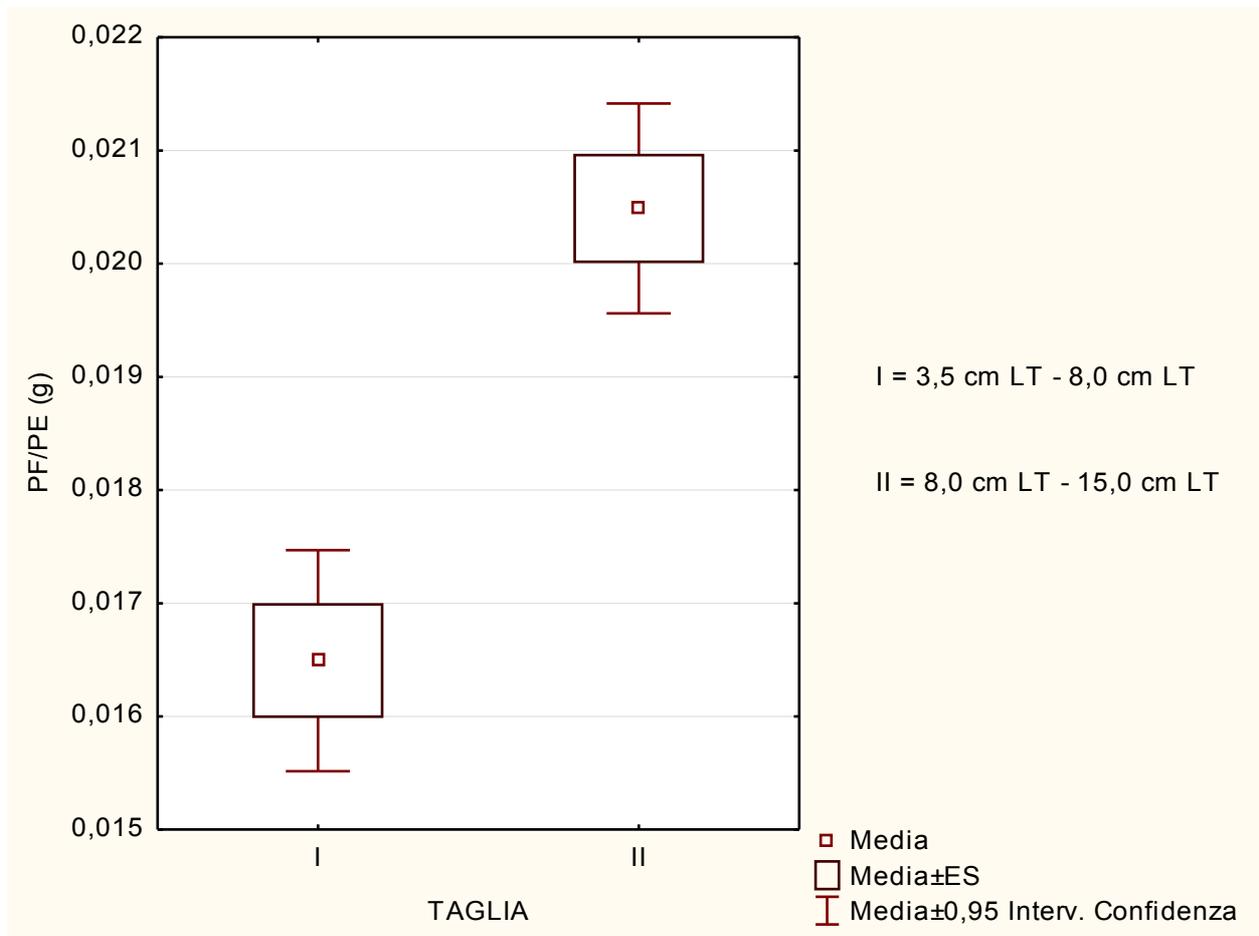


Fig. 5.4.5 - Diagrammi Box-Wisker relativo al valore medio dell'indice epatosomatico per taglia. ES = errore standard.

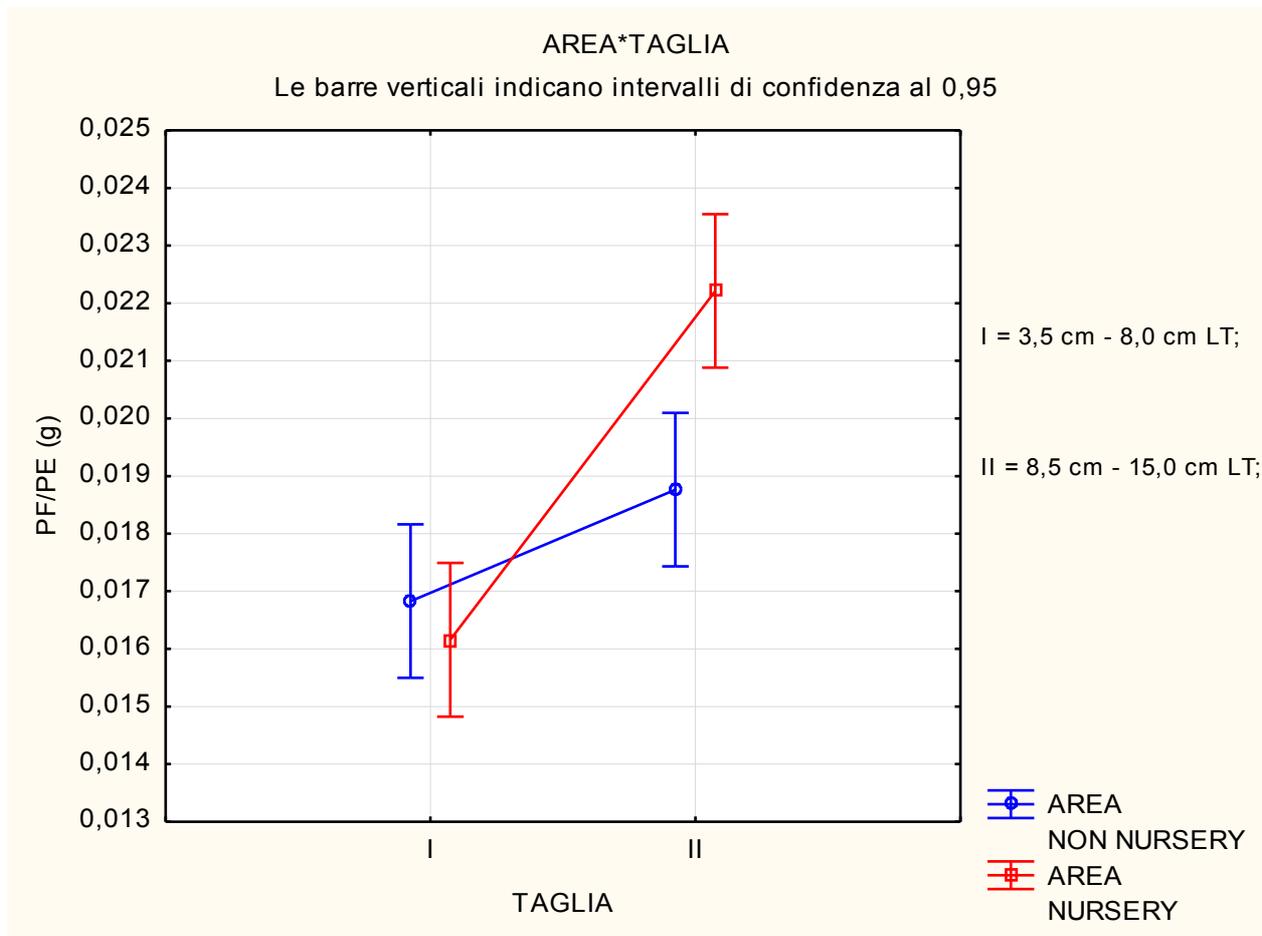


Fig. 5.4.6 (a) – Grafico dell'interazione tra il fattore area e il fattore taglia per l'indice epatosomatico.

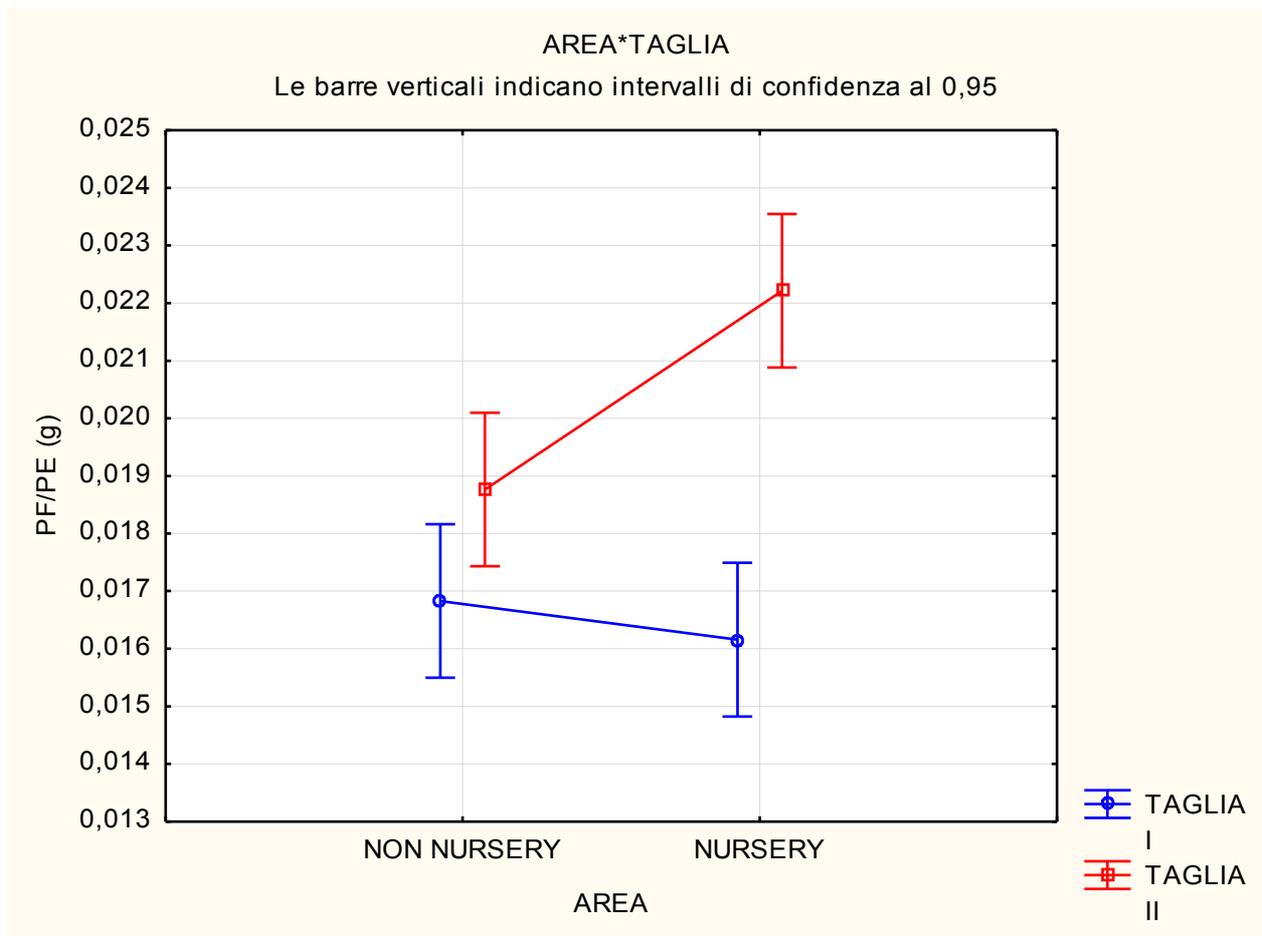


Fig. 5.4.6 (b) – Grafico dell'interazione tra il fattore area e il fattore taglia per l'indice epatosomatico.

## 5.5 Indice di replezione

In Tab. 5.5.1 è riportata la suddivisione in stomaci pieni e vuoti dei *juveniles* di *M. merluccius* per area e per classe di taglia e i risultati del test chi-quadro (tabella di contingenza) per il confronto di due proporzioni, utilizzato per verificare eventuali differenze significative tra aree e classi di taglia.

Tab. 5.5.1 – Ripartizione in stomaci pieni e vuoti per classe di taglia e per area. NA = non acquisito; I.R. = indice di replezione; % I.R. = percentuale indice di replezione.

Classe di taglia	Area	Stomaci vuoti	Stomaci pieni	NA	I.R.	% I.R.
I	nursery	104	46	124	0,31	31,00%
	non nursery	440	73	18	0,14	14,00%
<b><math>X^2= 21,29</math></b>	<b>gdl = 1</b>	<b>p &lt; 0,001</b>				

Classe di taglia	Area	Stomaci vuoti	Stomaci pieni	NA	I.R.	% I.R.
II	nursery	355	196	96	0,36	36,00%
	non nursery	360	79	22	0,18	18,00%
<b><math>X^2= 37,62</math></b>	<b>gdl = 1</b>	<b>p &lt; 0,001</b>				

Classe di taglia	Area	Stomaci vuoti	Stomaci pieni	NA
Totale	nursery	459	242	
	non nursery	800	152	
<b>Totale</b>		1259	394	260
<b>Totale (pieni vuoti)</b> +		<b>1653</b>		
<b><math>X^2= 76,57</math></b>	<b>gdl = 1</b>	<b>p &lt; 0,001</b>		

Il totale degli stomaci pieni e vuoti analizzati è di 1653 e non 1913 poiché di 260 individui non è stato preso in considerazione l'analisi del contenuto stomacale.

In Fig. 5.5.2 è mostrato l'andamento dell'indice di replezione, espresso in percentuale nelle aree nursery e nelle aree non nursery appartenenti rispettivamente alla I e alla II classe di taglia.

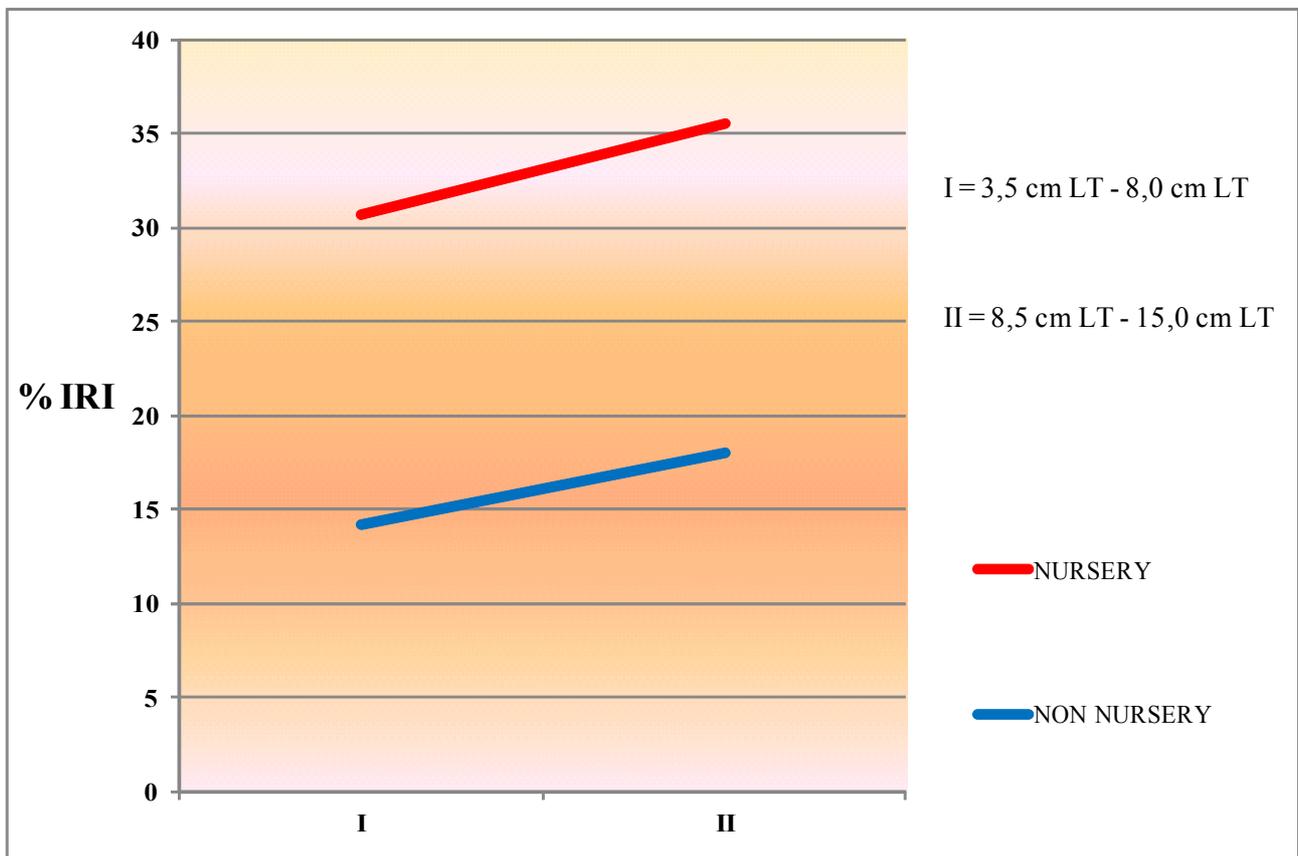


Fig. 5.5.2 – Andamento dell'indice di replezione espresso in percentuale per area e per classe di taglia.

L'indice di replezione più alto è stato ottenuto nelle aree nursery, in particolare per la classe di taglia II, ove l'indice di replezione è il più elevato di tutti con un valore in percentuale pari al 36 %; nelle aree non nursery l'indice di replezione più alto si è sempre trovato nella II classe di taglia con una percentuale del 18 %.

Costruendo delle tabelle di contingenza considerando il numero di stomaci pieni e vuoti per area

nursery e non nursery rispettivamente per classe di taglia I, II è stato effettuato un test chi-quadro per vedere se ci sono differenze significative nell'indice di replezione nelle due aree prese in esame. Per la classe di taglia I il risultato del test è stato altamente significativo con un valore di  $\chi^2 = 21,29$ ;  $p < 0,001$ ; anche per la II classe di taglia, il risultato del test è stato altamente significativo con un valore di  $\chi^2 = 37,62$ ;  $p < 0,001$ ; le differenze relative all'indice di replezione per tutta la popolazione sono risultate altamente significative con un  $\chi^2 = 76,57$ ;  $p < 0,001$ ; perciò si ha un indice di replezione significativamente maggiore nelle aree nursery rispetto alle aree non nursery sia per la I, sia per la II classe di taglia

## 5.6 Peso stomaco e indice Peso stomaco/peso somatico

Dei 1653 *juveniles* di *M. merluccius* sezionati per l'analisi del contenuto stomacale, solo 394 avevano lo stomaco pieno, 242 nelle aree nursery e 152 nelle aree non nursery (Tab. 5.6.1).

Tab. 5.6.1 – Somma degli stomaci pieni per aree e per classe di taglia.

Classe di taglia	Area	Stomaci vuoti	Stomaci pieni
I	nursery	104	46
II	nursery	355	196
I	non nursery	440	73
II	non nursery	360	79
<b>Totale</b>		1259	394
<b>Totale complessivo</b>		1653	

Dopo aver verificato, con appropriati test statistici, che gli assunti di omogeneità delle varianze e di normalità della distribuzione fossero rispettati, è stata eseguita un'analisi della varianza a due fattori (Moore e Krupat, 1971); la Tab. 5.6.2 riassume i risultati dell'analisi della varianza a due vie per la variabile “stomaco”:

Tab. 5.6.2 - Tabella riassuntiva dell'ANOVA a due vie. SS = devianze; MS = varianze attese; gl = gradi di libertà; Sign = significatività. Livelli di significatività = 0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*; 0,05 \*; NS = non significativo.

	<b>SS</b>	<b>gl</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Sign</b>
<b>Intercetta</b>	6,827731	1	6,827731	189,4586	0,000000	***
<b>Area</b>	0	1	0	0	0	NS
<b>Taglia</b>	0	1	0	18,8787	0,000022	***
<b>Area*Taglia</b>	0	1	0	0	0	NS
<b>Errore</b>	0	200	0			

L'analisi della varianza ha evidenziato che non c'è un effetto principale del fattore area ( $p = 0,29$ ), ma c'è un effetto principale del fattore taglia ( $p < 0,001$ ) nel determinare differenze significative tra i valori del peso dello stomaco nei giovanili di nasello; infatti, non ci sono differenze significative nel peso medio dello stomaco tra aree nursery e non nursery (Fig. 5.6.1); mentre, nella II classe di taglia, il peso medio dello stomaco è significativamente maggiore rispetto alla prima, con un valore pari a 0,24 g contro 0,125 g (Fig. 5.6.2); inoltre l'analisi, ha evidenziato che l'interazione tra i due fattori non è significativa, ( $p = 0,14$ ), cioè le differenze della variabile stomaco, riscontrate nei livelli del fattore area non cambiano a seconda di quale livello del fattore taglia si prende in considerazione e viceversa.

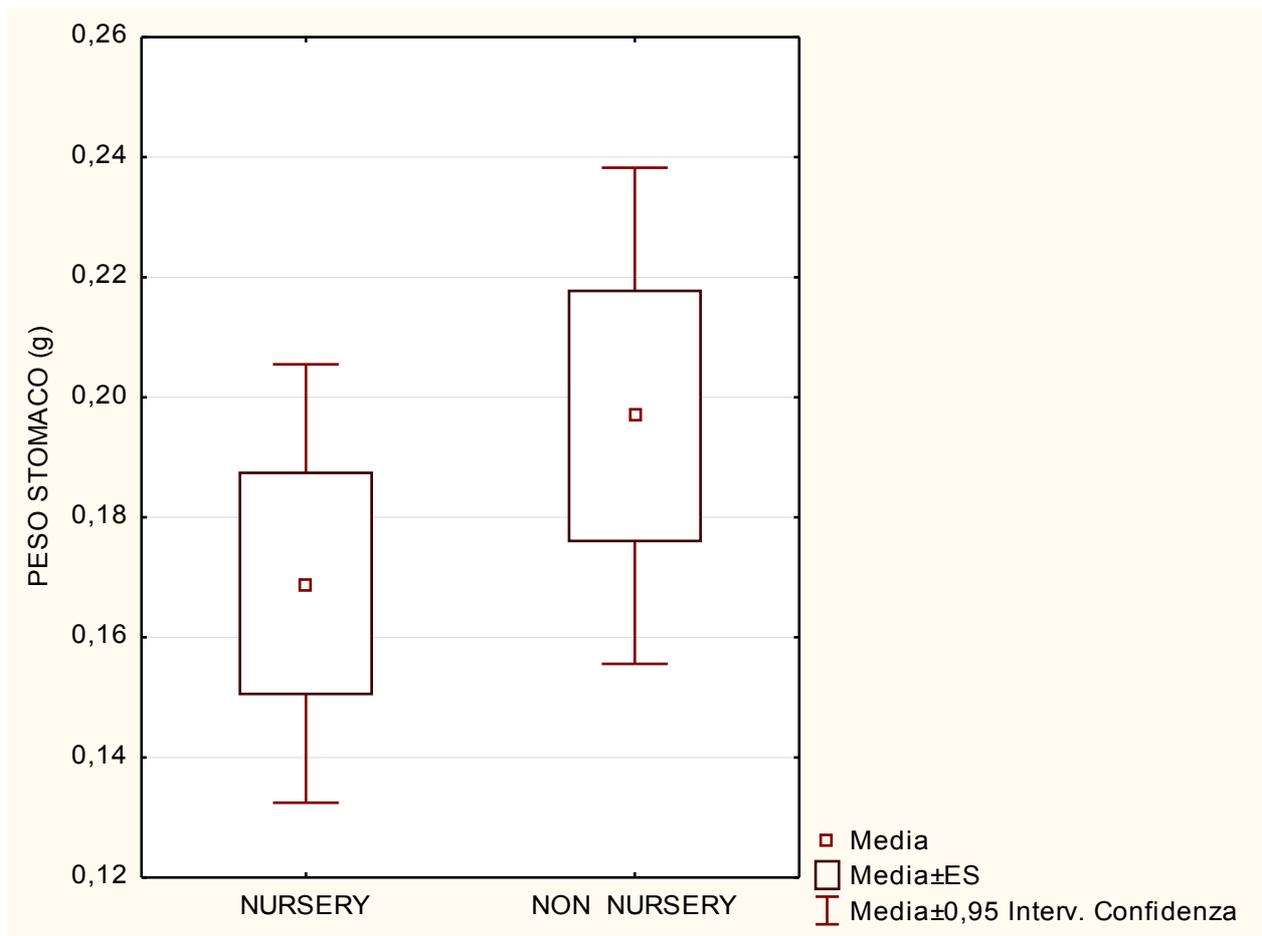


Fig. 5.6.1 – Diagrammi Box-Wisker relativo al peso medio dello stomaco per area. ES = errore standard.

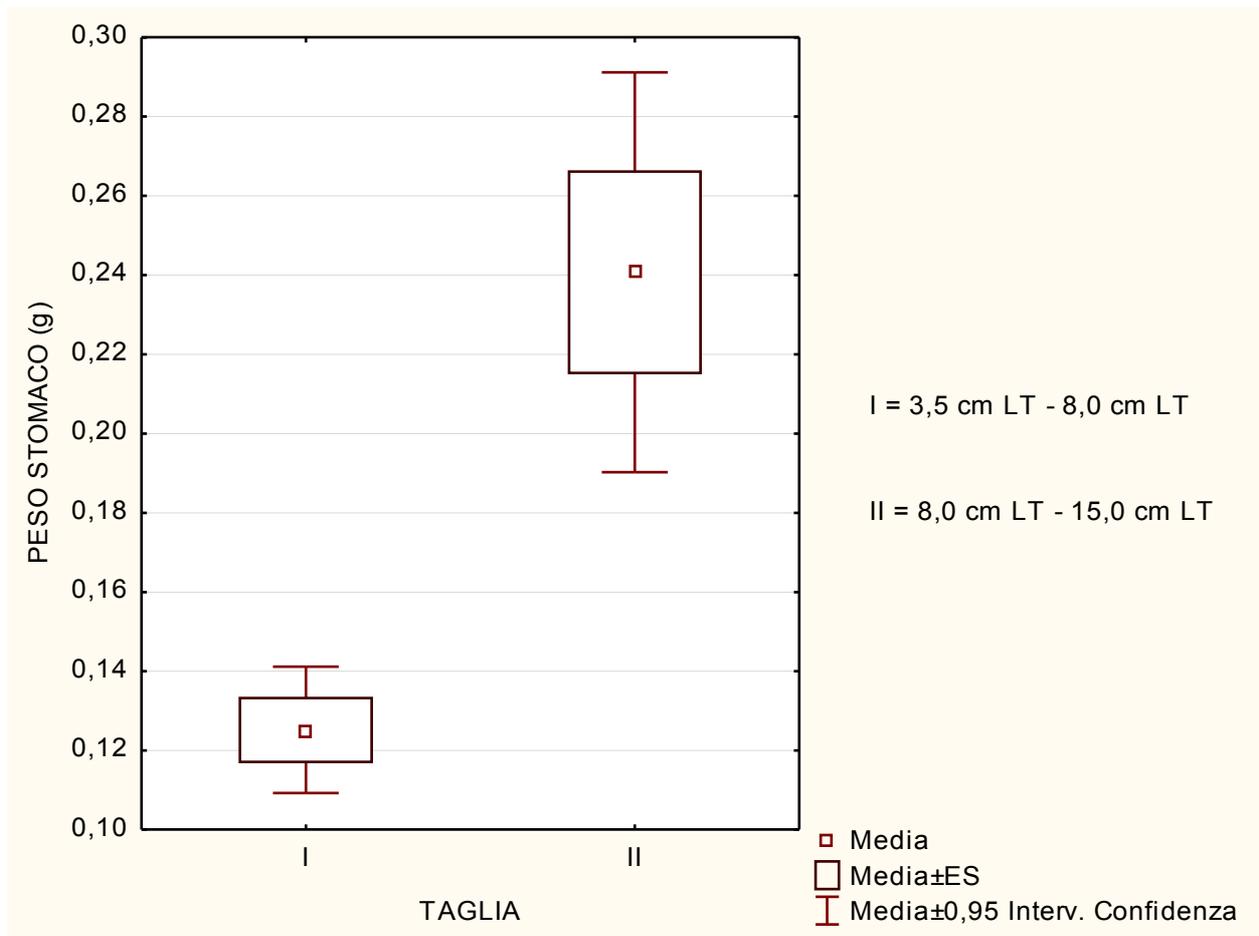


Fig. 5.6.2 – Diagrammi Box-Wisker relativo al peso medio dello stomaco per taglia. ES = errore standard.

In Tab. 5.6.3 sono riportati i risultati dell'analisi della varianza a due vie per la variabile “peso stomaco/peso eviscerato”:

Tab. 5.6.3 - Tabella riassuntiva dell'ANOVA a due vie. SS = devianze; MS = varianze attese; gl = gradi di libertà; Sign = significatività. Livelli di significatività = 0,001 \*\*\*; 0,01 \*\*; 0,05 \*; NS = non significativo.

	<b>SS</b>	<b>gl</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>Sign</b>
<b>Intercetta</b>	0	1	0	271,5592	0,000000	***
<b>Area</b>	0	1	0	7,8826	0	**
<b>Taglia</b>	0	1	0	3,4753	0,063756	NS
<b>Area*Taglia</b>	0	1	0	0	0	NS
<b>Errore</b>	0	200	0			

L'analisi della varianza ha evidenziato che esiste un effetto principale del fattore area ( $p < 0,01$ ), ma non c'è un effetto principale del fattore taglia ( $p = 0,06$ ) nel determinare differenze significative tra i valori dell'indice peso stomaco/peso eviscerato nei giovanili di nasello; infatti, il valore medio dell'indice peso stomaco/peso eviscerato è significativamente maggiore nelle aree non nursery rispetto alle aree nursery, con un valore di 0,063 g nelle aree non nursery contro 0,044 g nelle aree nursery (Fig. 5.6.3); mentre l'analisi della varianza ha messo in evidenza che non c'è differenza significativa nel valore medio dell'indice nelle due classi di taglia prese in esame ( $p = 0,06$ ) (Fig. 5.6.4); inoltre l'analisi, ha evidenziato che anche l'interazione tra i due fattori non è significativa, ( $p = 0,05$ ), cioè le differenze della variabile peso stomaco/peso eviscerato, riscontrate nei livelli del fattore area non cambiano a seconda di quale livello del fattore taglia si prende in considerazione e viceversa.

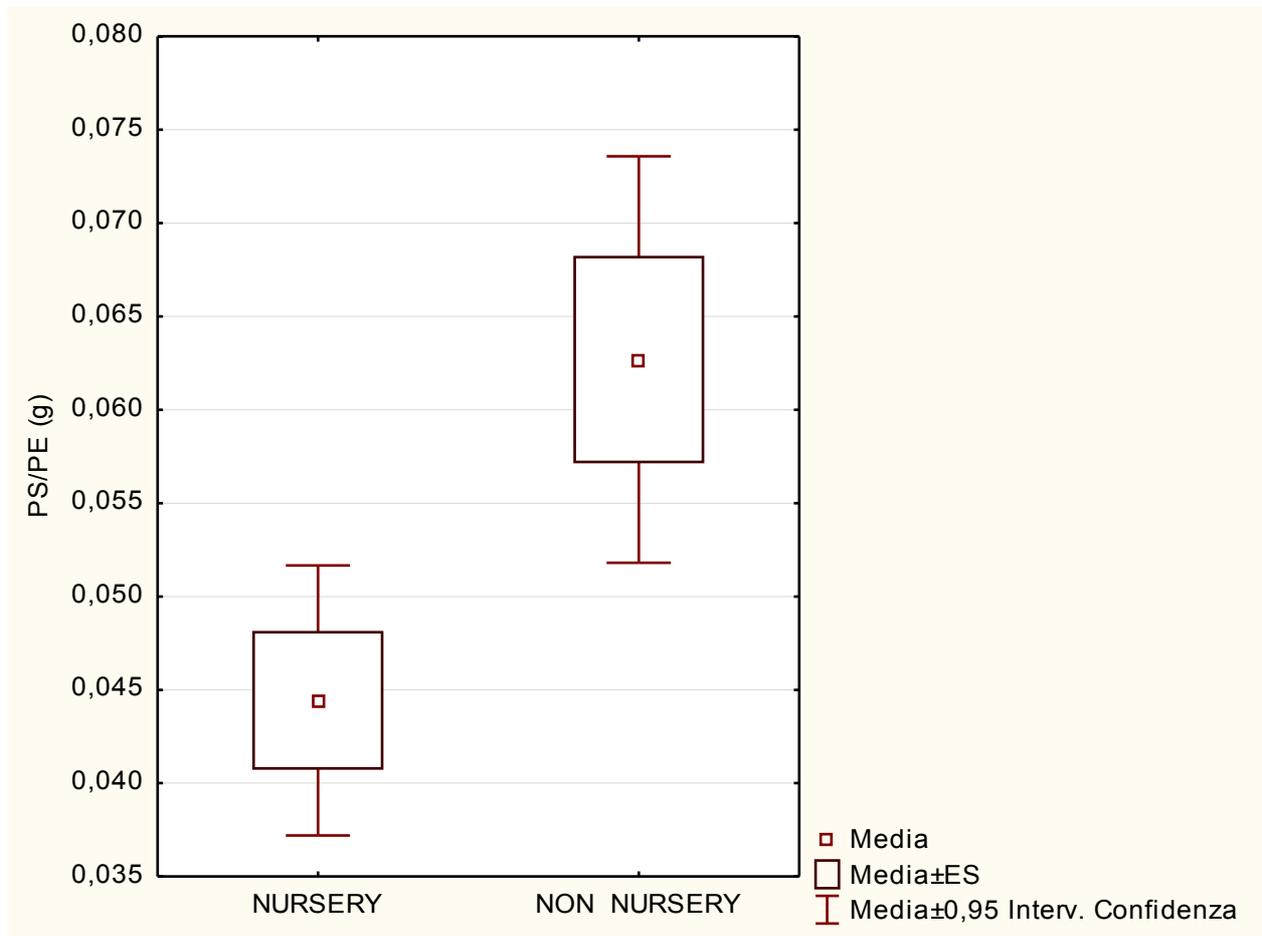


Fig. 5.6.3 – Diagrammi Box-Wisker relativo al valore medio dell'indice peso stomaco/peso eviscerato per area. ES = errore standard.

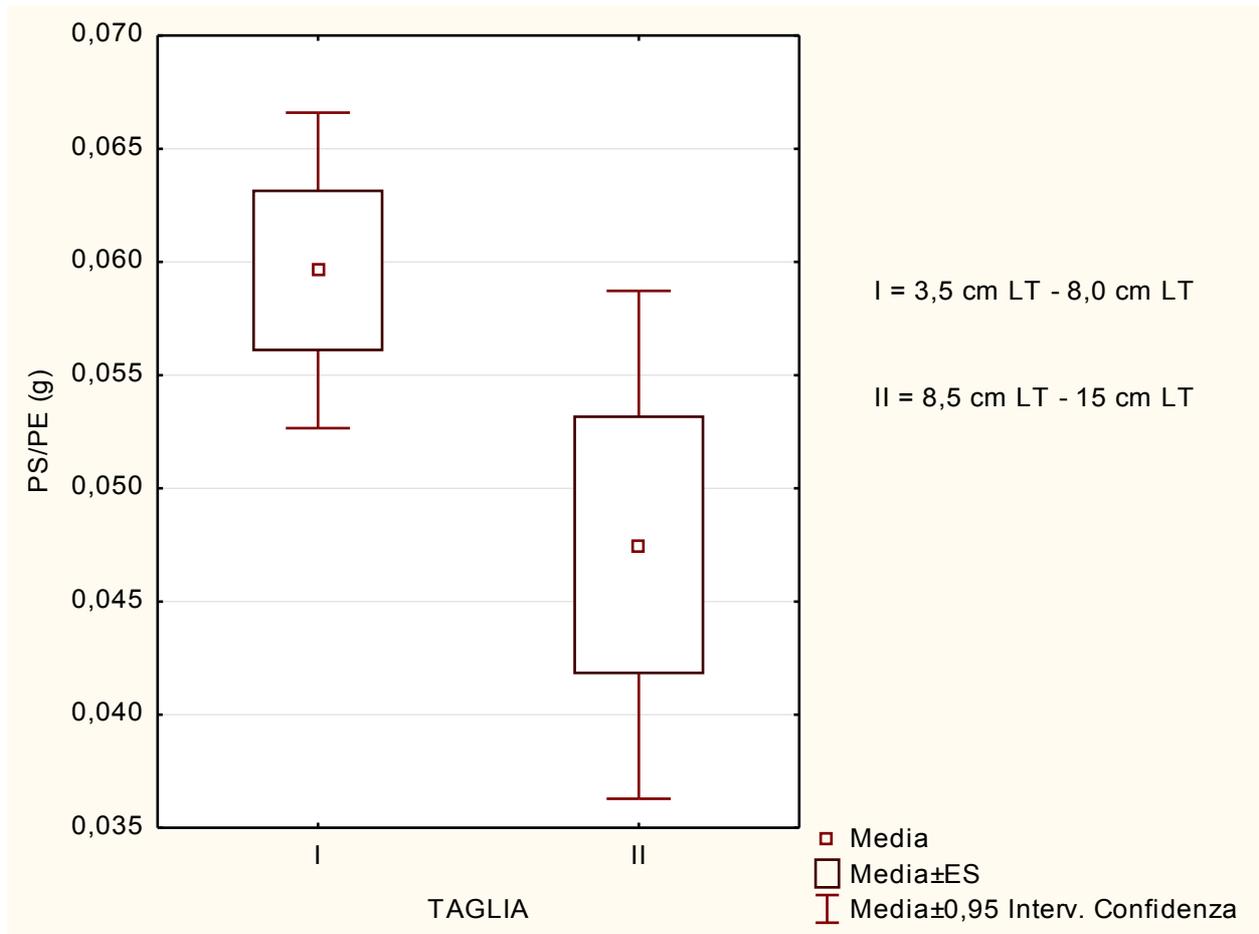


Fig. 5.6.4 – Diagrammi Box-Wisker relativo al valore medio dell'indice peso stomaco/peso eviscerato per taglia. ES = errore standard.

## 5.7 Anali dello spettro trofico per area e per classe di taglia

Una volta raggiunta la determinazione tassonomica generale delle prede dei giovanili di nasello analizzati, si sono fatti dei confronti tra aree nursery e aree non nursery per vedere se ci sono delle differenze significative nello spettro alimentare tra le diverse aree campionate, ovvero nello spazio (Tab. 5.7.1), e tra le due classi di taglia prese in esame, ovvero nel tempo (Tab. 5.7.2).

Tab. 5.7.1 – Confronto tra lo spettro trofico dei *juveniles* di *M. merluccius* tra aree nursery e non.

AREA NURSERY		AREA NON NURSERY	
anfipodi	-	anfipodi	1
<i>C. crassicornis</i>	1	<i>C. crassicornis</i>	-
crostacei decapodi	3	crostacei decapodi	-
eufausiacei	<b>228</b>	eufausiacei	<b>144</b>
gobidi	-	gobidi	1
osteitti	8	osteitti	6
sepiolidae	1	sepiolidae	-
<i>T.trachurus</i>	1	<i>T.trachurus</i>	-
Totale	242	Totale	152
Totale complessivo	394		

Come si può vedere dai dati riportati in Tab. 5.7.1 sia nelle aree nursery che in quelle non nursery il gruppo tassonomico maggiormente ritrovato nel contenuto stomacale dei 394 giovanili di nasello aventi lo stomaco pieno sono i crostacei eupausiacei, mentre gli altri gruppi tassonomici sono pressoché trascurabili.

In Tab. 5.7.2 sono riportati i principali taxon per classe di taglia.

Tab. 5.7.2 - Confronto tra lo spettro trofico dei *juveniles* di *M. merluccius* per classi di taglia.

I		II	
anfipodi	-	anfipodi	1
<i>C. crassicornis</i>	-	<i>C. crassicornis</i>	1
crostacei decapodi	1	crostacei decapodi	2
eufausiacei	<b>115</b>	eufausiacei	<b>257</b>
gobidi	-	gobidi	1
osteitti	3	osteitti	11
sepiolidae	-	sepiolidae	1
<i>T. trachurus</i>	-	<i>T. trachurus</i>	1
Totale	119	Totale	275
Totale complessivo	394		

Come si può osservare dai dati riportati in Tab. 5.7.2, anche il confronto dello spettro trofico per classe di taglia ha mostrato una netta predominanza del taxon dei crostacei eupausiacei rispetto a tutti gli altri gruppi tassonomici.

## 5.8 Relazione taglia-peso

Nella tabella 5.8.1 sono riportati i parametri a e b della relazione taglia-peso per l'intera popolazione e per area. Il risultato del test t di Student evidenzia in ogni caso uno scostamento significativo dall'allometria (si rifiuta  $H_0: b = 3$ , con  $p < 0,05$ ); è emersa infatti un'allometria positiva sia per la popolazione totale, sia per le aree non nursery; nelle aree nursery, invece, la relazione taglia-peso totale si è rivelata essere di tipo isometrico ( $b = 3$ ,  $p < 0,05$ ; Tab. 5.8.1).

Tab. 5.8.1 – Parametri relazione taglia-peso nei *juveniles* di *M. merluccius*. - Popolazione totale, aree nursery e non nursery. Sign = significativo; NS = non significativo. Livelli di significatività = 0,05 \*.

<b>Campagna MEDITS 2011</b>	<b>Peso</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>E.s. b</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>b ≠ 3</b>	<b>p</b>
Popolazione totale	Totale	0,005	3,07	0,53	0,97	Sign	*
	Eviscerato	0,0042	3,13	0,48	0,98	Sign	*
Aree nursery	Totale	0,0058	3,03	0,56	0,97	NS	*
	Eviscerato	0,0043	3,12	0,49	0,98	Sign	*
Aree non nursery	Totale	0,0046	3,09	0,46	0,98	Sign	*
	Eviscerato	0,0042	3,11	0,45	0,98	Sign	*

Il confronto dei b nelle aree nursery e nelle aree non nursery ha evidenziato differenze significative, ( $p < 0,05$ ), con il b delle aree non nursery statisticamente maggiore del b delle aree nursery, prendendo in considerazione il peso totale; mentre per il peso eviscerato non sono emerse differenze significative tra i b nelle due aree,  $p < 0,05$  (Tab. 5.8.2).

Tab. 5.8.2 – Risultati del test t sulle differenze tra il b nelle aree nursery e nelle aree non nursery. Livelli di significatività = 0,05 \*; NS = non significativo.

<b>AREA</b>	<b>Peso</b>	<b>b</b>	<b>t</b>	<b>Significatività p&lt;0,05</b>
NURSERY	Totale	3,03	-2,46	*
NON NURSERY	Totale	3,09	-2,46	*
NURSERY	Eviscerato	3,12	0,52	NS
NON NURSERY	Eviscerato	3,11	0,52	NS

In Fig. 5.8.1 e 5.8.2 sono riportate le relazioni taglia-peso totale e taglia-peso eviscerato per tutta la popolazione analizzata.

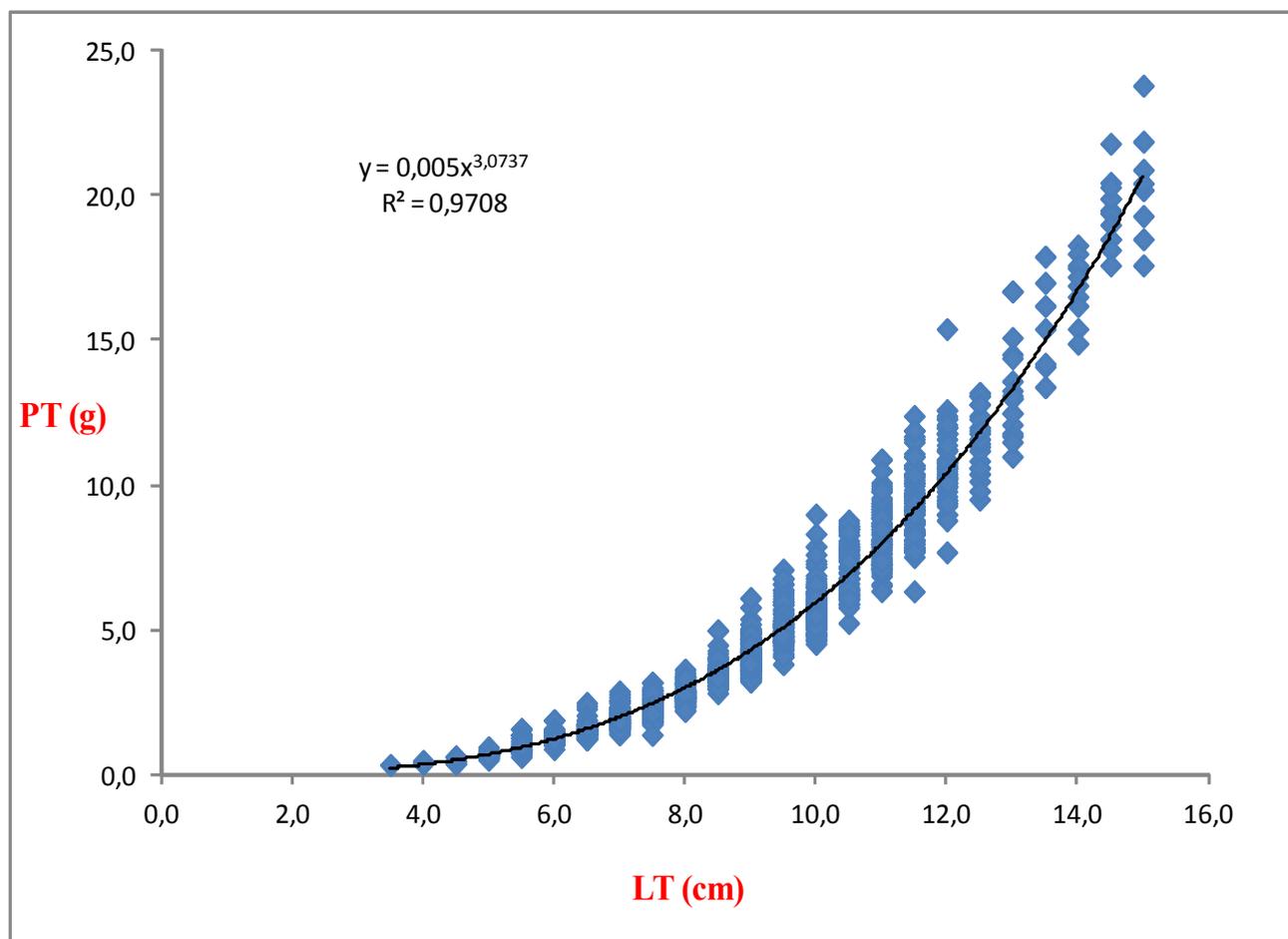


Fig. 5.8.1 – Relazione taglia-peso totale di *M. merluccius* – Popolazione totale.

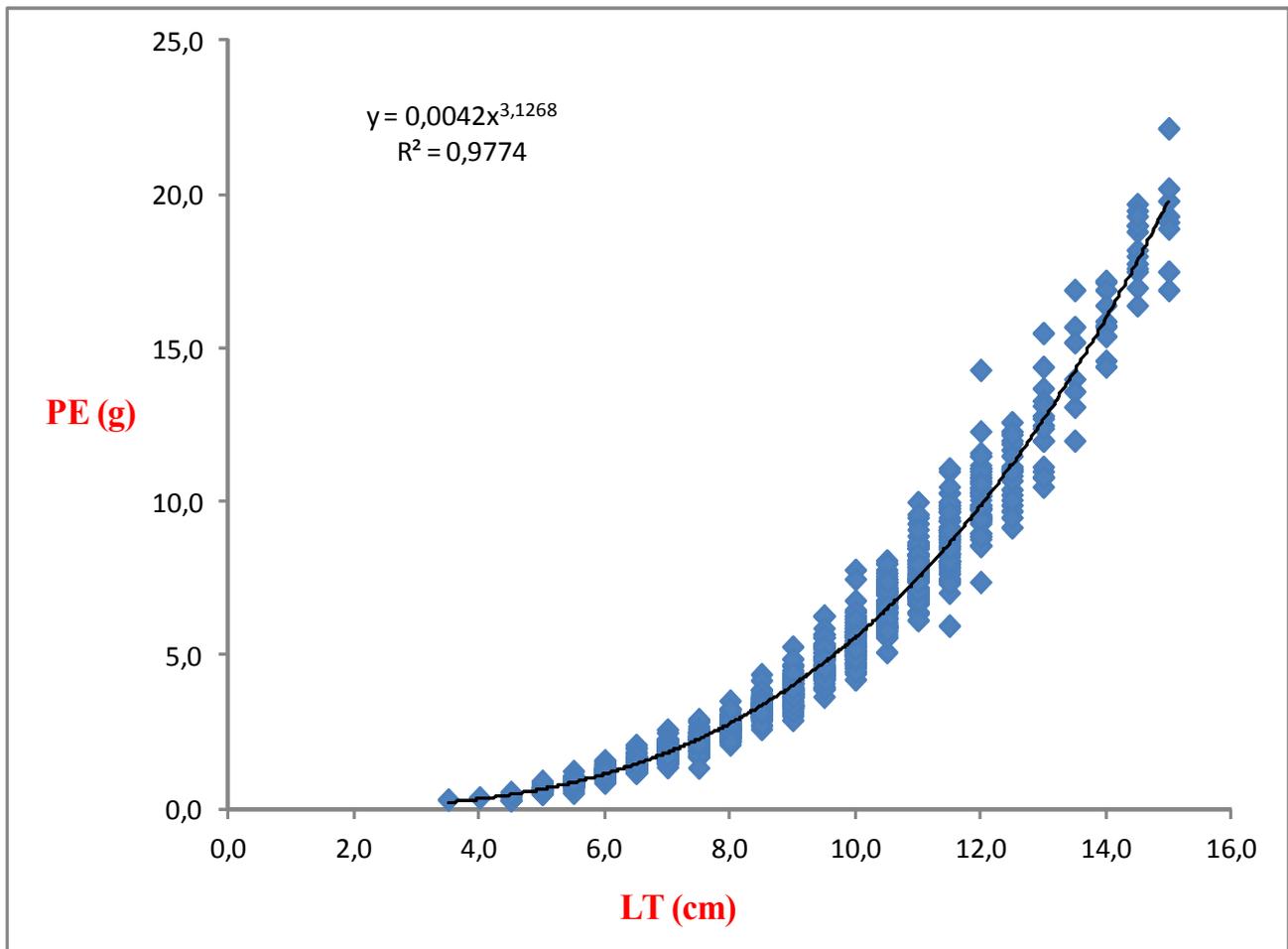


Fig. 5.8.2 – Relazione taglia-peso eviscerato di *M. merluccius* – Popolazione totale.

In Fig. 5.8.3 e 5.8.4 sono riportate le relazioni taglia-peso totale e taglia-peso eviscerato relative alle aree nursery.

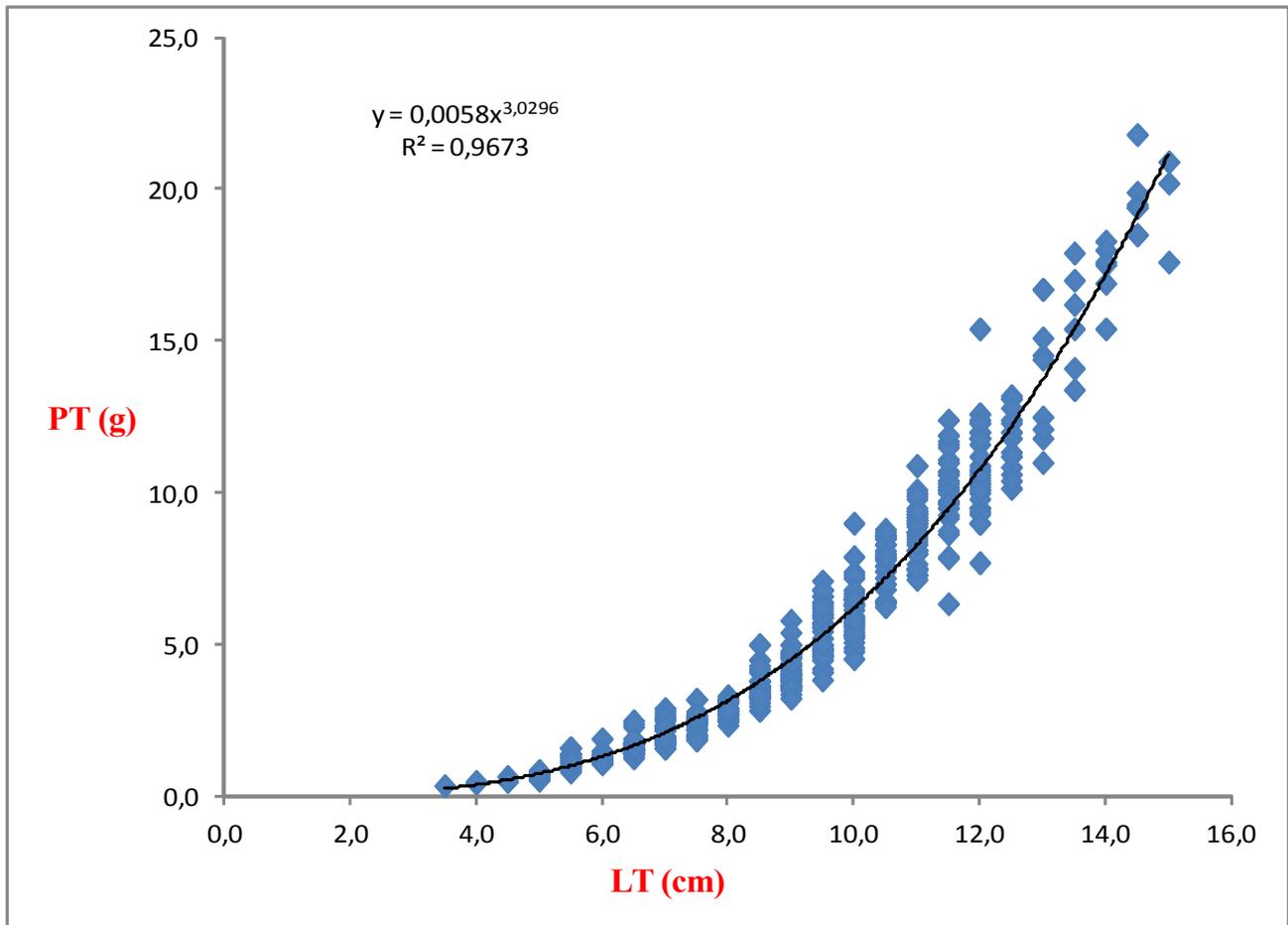


Fig. 5.8.3 – Relazione taglia-peso totale di *M. merluccius* – Aree di nursery.

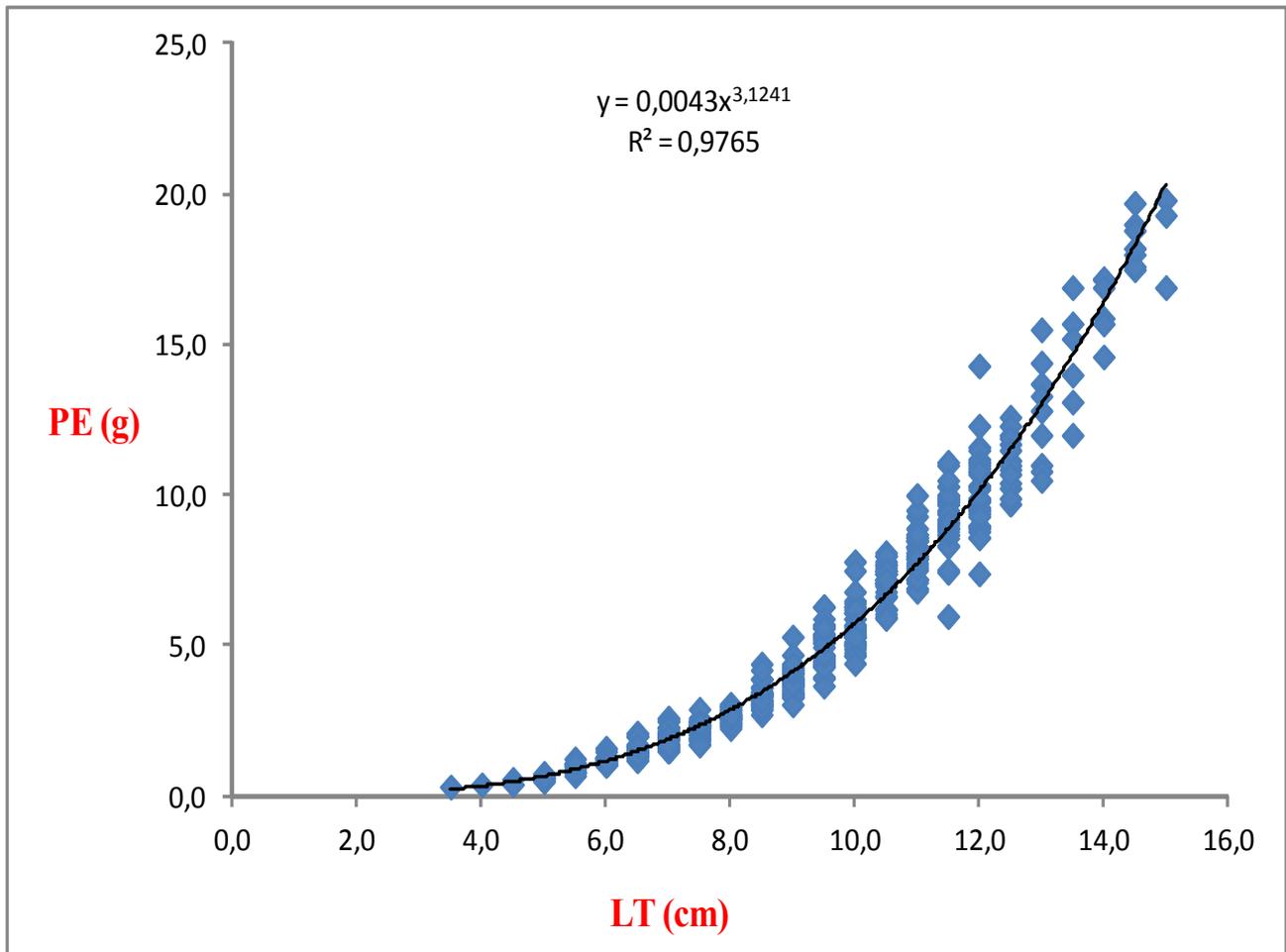


Fig. 5.8.4 – Relazione taglia-peso eviscerato di *M. merluccius* – Aree nursery.

In Fig. 5.8.5 e 5.8.6 sono riportate le relazioni taglia-peso totale e taglia-peso eviscerato relative alle aree non nursery.

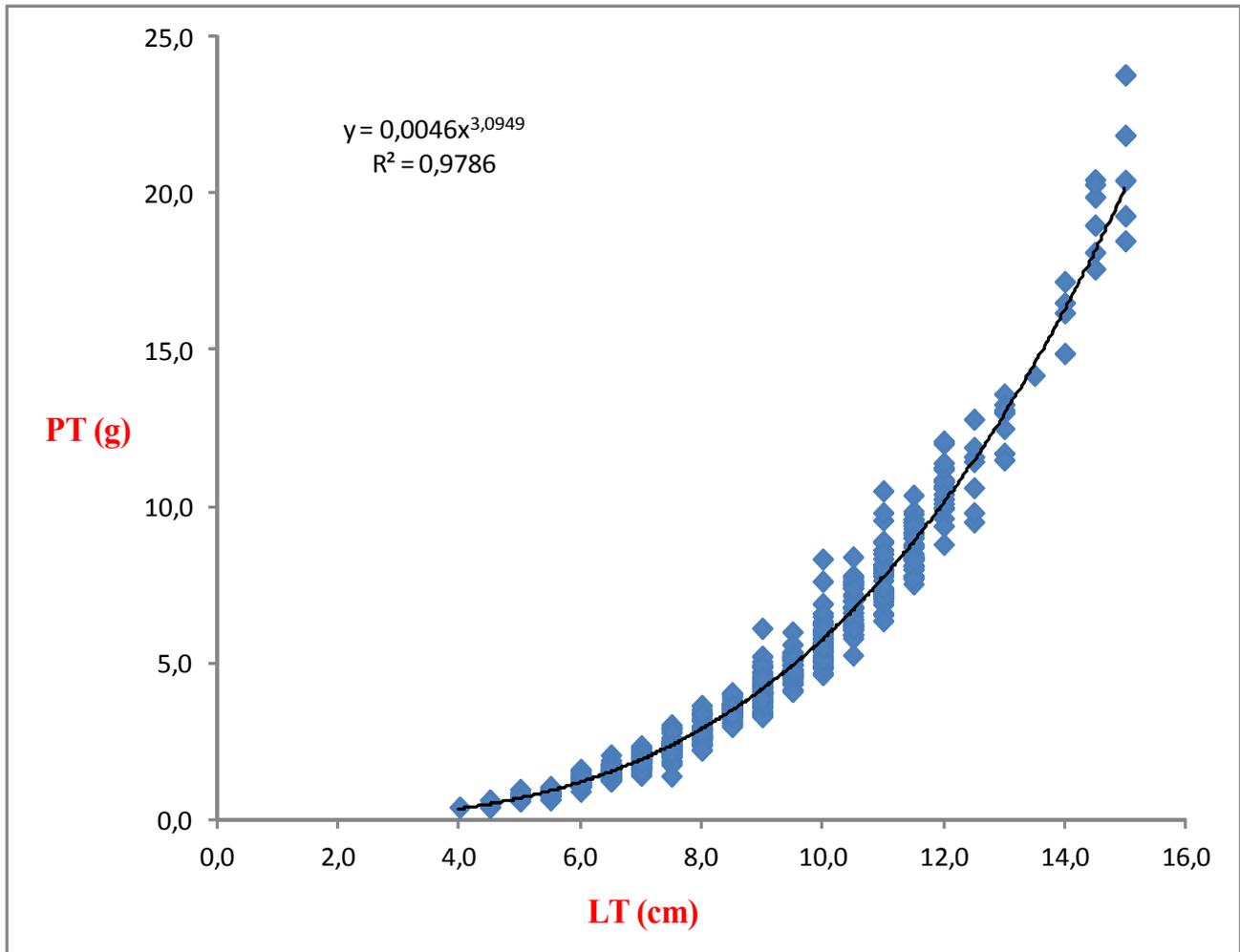


Fig. 5.8.5 – Relazione taglia-peso totale di *M. merluccius* – Aree non nursery.

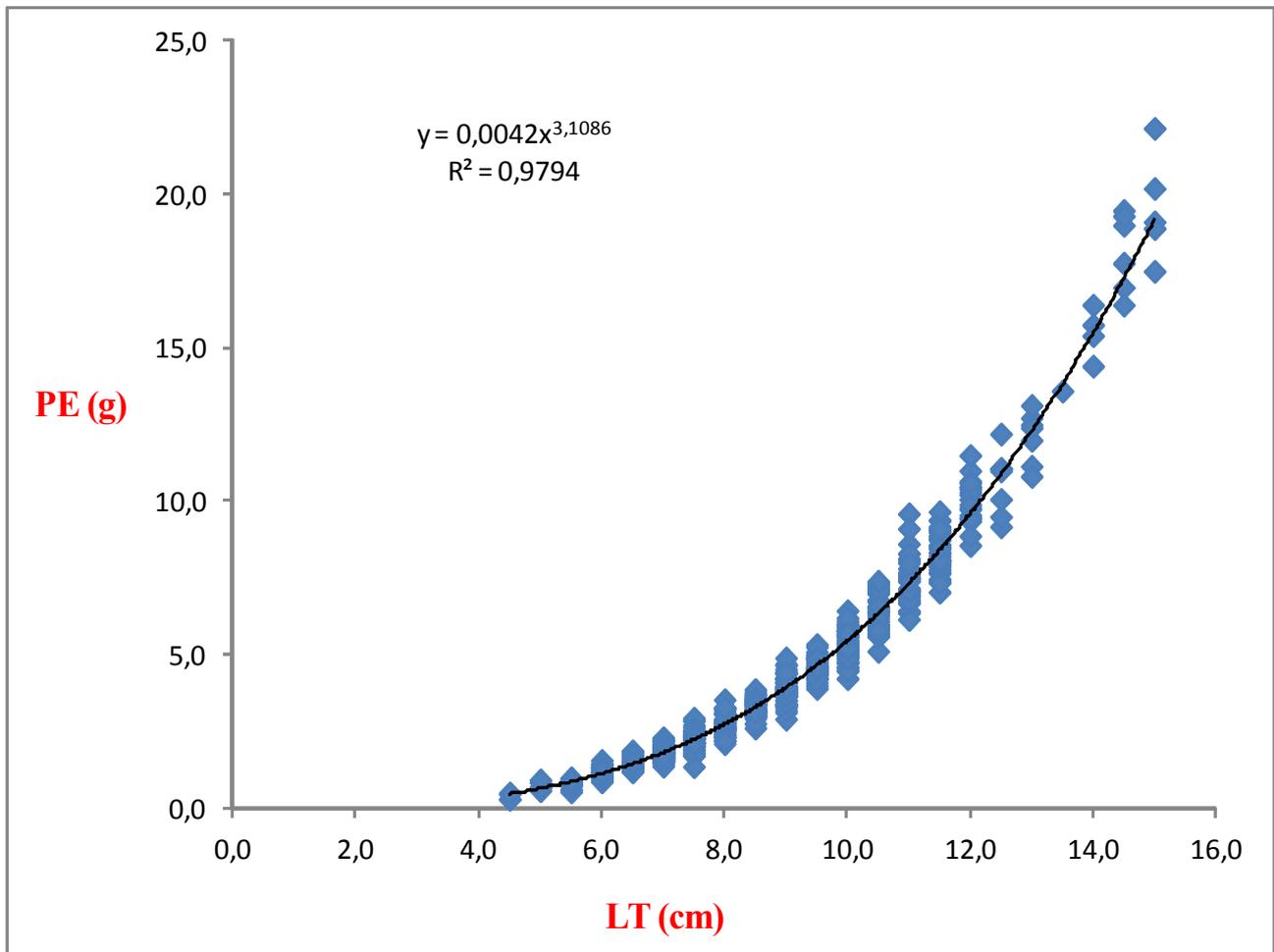


Fig. 5.8.6 – Relazione taglia-peso eviscerato di *M. merluccius* – Aree non nursery.

## 5.9 Indice di Fulton

In Fig. 5.9.1 e 5.9.2 sono riportati i valori medi dell'indice K di Fulton calcolato prendendo in considerazione il peso totale e successivamente il peso eviscerato, per area.

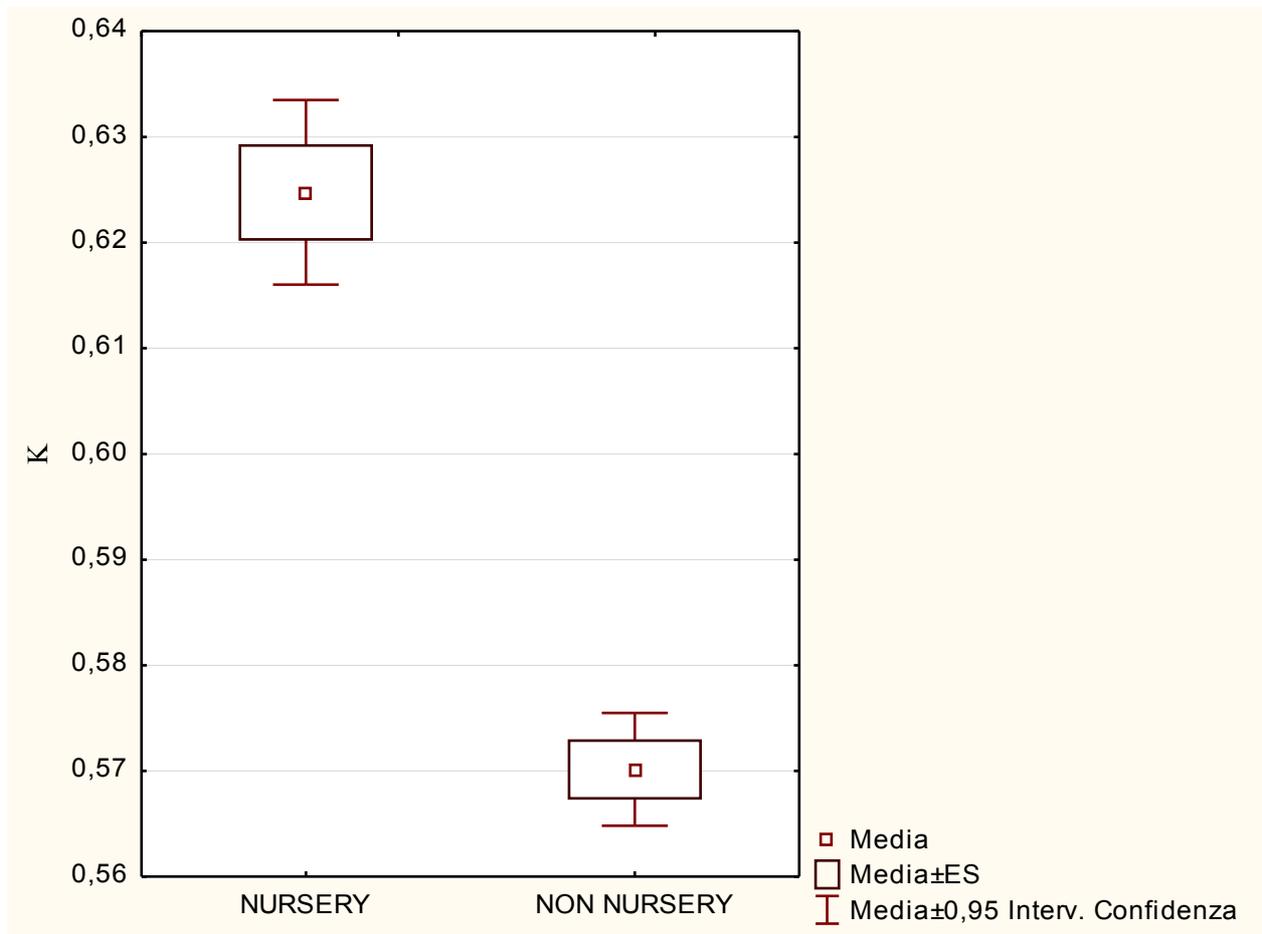


Fig. 5.9.1 – Diagramma Box-Wisker relativo al valore medio dell'indice K di Fulton per il peso totale per area.

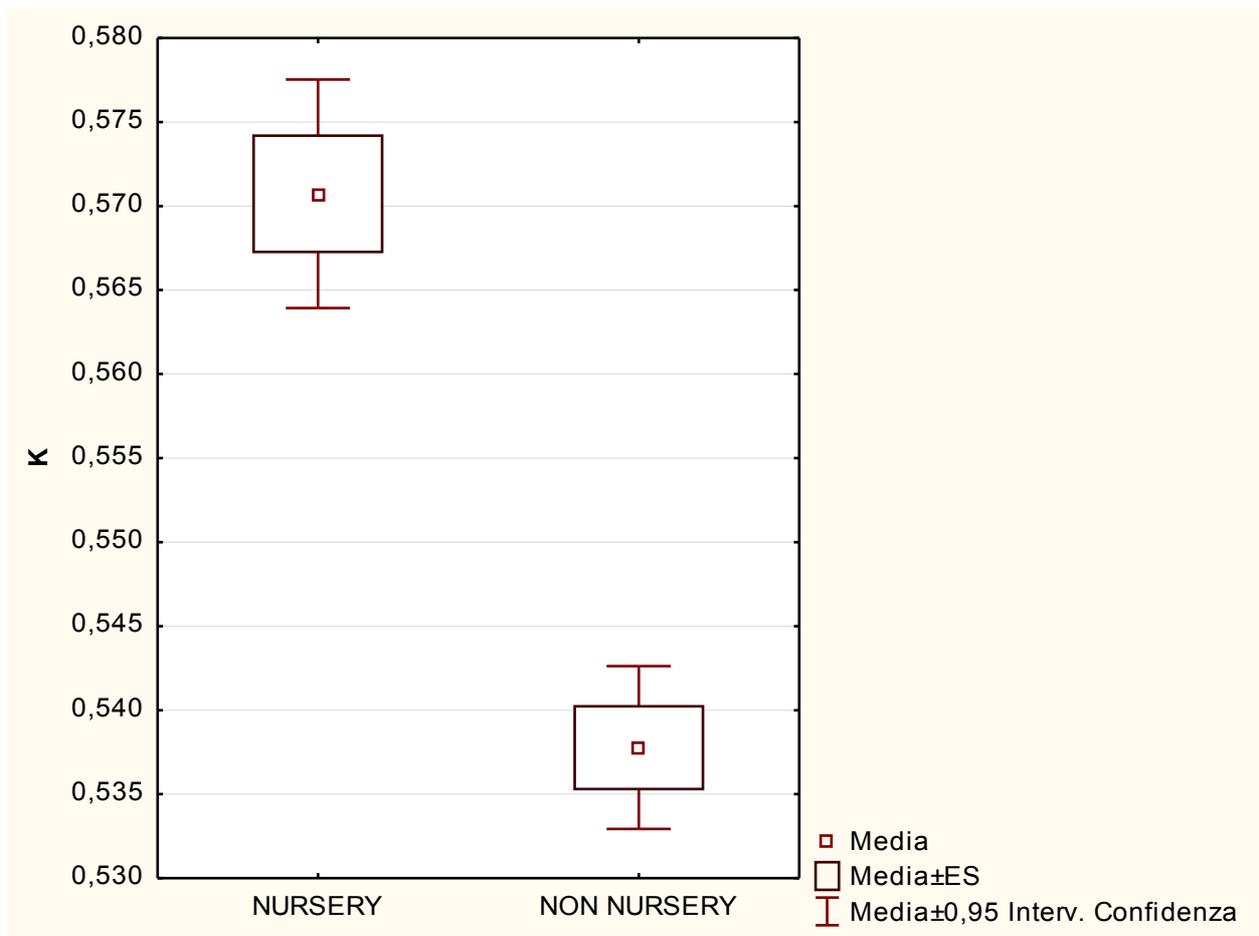


Fig. 5.9.2 – Diagramma Box-Wisker relativo al valore medio dell'indice K di Fulton per il peso eviscerato per area.

I valori medi dell'indice K di Fulton (sia relativamente al peso totale che al peso eviscerato) calcolato nelle aree nursery sono risultati significativamente maggiori ( $p < 0,001$ ) di quelli relativi alle aree non nursery (Tab. 5.9.1).

Tab. 5.9.1 – Tabella riassuntiva del test t-Student per l'indice di condizione K di Fulton.

<b>Media nursery</b>	<b>Media non nursery</b>	<b>Peso</b>	<b>t</b>	<b>gl</b>	<b>p</b>
0,62	0,57	Totale	10,88	1083	< 0,001
0,57	0,54	Eviscerato	7,96	1054	< 0,001

## 6. DISCUSSIONE

Il presente lavoro di tesi ha permesso di approfondire le conoscenze sulla biologia e dinamica di popolazione dei “*juveniles*” (individui immaturi, entro il primo anno di vita) di *M. merluccius* nel Mar Ligure sud-orientale e nel Mar Tirreno Centro-settentrionale (Area di Gestione FAO – GSA9). In quest'area, sono state individuate, le aree di nursery tra le più importanti, in termini di densità di individui di tutto il Mediterraneo (Bartolino *et al.*, 2008), che sono caratterizzate da una forte stabilità temporale (Fiorentino *et al.*, 2003; Colloca *et al.*, 2009; Lembo, 2010). La protezione delle aree di nursery, luoghi in cui avviene il reclutamento di popolazioni ittiche, rappresenta un punto fondamentale per una gestione corretta e sostenibile delle risorse (Cook e Auster, 2005).

L'obiettivo principale di questo lavoro è stato quello di testare il modello secondo cui le aree di nursery offrono un vantaggio in termini di crescita relativa, di disponibilità trofica e di stato di condizione, rispetto ad altre aree dove la densità dei giovanili è ridotta, valutando perciò il ruolo delle aree nursery nell'offrire una maggiore probabilità di sopravvivenza e un maggior successo del reclutamento ai giovanili di nasello.

I risultati ottenuti hanno confermato che nelle aree nursery la concentrazione degli esemplari giovanili è nettamente maggiore di quella in aree limitrofe, anche a parità di caratteristiche batimetriche e biocenotiche. Infatti, confrontando gli indici di densità e di biomassa ottenuti nel presente lavoro, con quelli disponibili in letteratura (Relini *et al.*, 1999; Lembo, 2010), sono stati trovati riscontri interessanti, che hanno confermato l'importanza delle aree nursery sia in termini di densità ( $n/Km^2$ ) sia in termini di biomassa ( $Kg/Km^2$ ): nelle aree nursery oggetto di studio in questo lavoro di tesi, la densità media stimata è risultata essere molto alta, pari a 3843 individui/ $Km^2$ ; anche nel lavoro condotto nella GSA9 da Lembo, 2010 sono state ottenute stime elevate di densità di *juveniles* di nasello, pari a 2128 individui/ $Km^2$ . Nelle aree non nursery, le stime di densità media trovate nel presente studio (2544 individui/ $Km^2$ ), sono risultate essere maggiori rispetto a quelle riscontrate da Lembo (2010), con 639 individui/ $Km^2$ , ma comunque nettamente inferiori a quelle relative alle aree nursery.

Anche per quanto riguarda la stima dell'indice di biomassa, è emersa una netta rilevanza delle aree nursery rispetto alle non nursery, con 32  $Kg/Km^2$  nelle prime e 17  $Kg/Km^2$  nelle seconde, valori molto elevati se confrontati con le stime della biomassa media (52  $Kg/Km^2$ ) ottenute per tutta la popolazione di nasello nel Mar Ligure e nel Mar Tirreno centro-settentrionale (Relini *et al.*, 1999).

La concentrazione di esemplari di piccole dimensioni in determinate aree, è un aspetto direttamente correlato al fenomeno del reclutamento. Il nasello è una specie con periodo riproduttivo esteso a

tutto l'anno, tuttavia l'attività riproduttiva della specie mostra dei picchi evidenti. Nella GSA9 il picco dell'attività riproduttiva si osserva nei periodi gennaio-febbraio, maggio e agosto-settembre (Biagi *et al.*, 1995); le campagne sperimentali di pesca a strascico vengono effettuate nel periodo tardo primaverile quando è elevata la concentrazione degli individui che hanno raggiunto l'età di reclutamento (8-10 mesi) (Ligas *et al.*, 2003; Belcari *et al.*, 2006). Sarebbe molto interessante, visto che non ci sono lavori a riguardo, andare a valutare negli anni, come variano gli indici di densità e di biomassa del *M. merluccius* nella GSA9, per avere un'idea dell'apporto che le diverse aree di nursery forniscono alla popolazione adulta, come numero di individui che raggiungono la maturità sessuale per unità di area (Dahlgren *et al.*, 2006), assumendo infatti che le aree più dense e stabili siano quelle che nel tempo contribuiscano maggiormente alla popolazione adulta svolgendo il ruolo di nursery (Fiorentino *et al.*, 2003; Colloca *et al.*, 2009), rispetto ad aree o habitat che svolgono solo saltuariamente tale ruolo (Colloca *et al.*, 2009).

Per quanto riguarda la struttura demografica, i risultati di questa tesi hanno confermato innanzitutto che la popolazione sfruttata dalla pesca a strascico è costituita prevalentemente da esemplari entro 20 cm di lunghezza, appartenenti al primo anno di vita. Tale aspetto risulta incidere sensibilmente sulla dinamica di popolazione della specie, che presenta una longevità di almeno dieci anni, producendo un elevato tasso di mortalità da pesca ed un conseguente sovrasfruttamento della risorsa (Colloca *et al.*, 2008).

Inoltre è stata evidenziata una leggera differenza nella struttura in taglia delle due aree considerate: gli esemplari campionati nelle aree nursery sono risultati di dimensioni maggiori (con una classe modale maggiore di circa 2 cm LT) rispetto a quelli campionati nelle altre aree. Tale differenza può essere imputabile ad un maggiore tasso di crescita degli organismi all'interno delle aree nursery, visto che sono difficilmente ipotizzabili differenze, tra aree, dei periodi di reclutamento o della selettività dell'attrezzo. D'altra parte, la taglia è stata investigata come uno dei potenziali fattori nelle analisi sui parametri metabolici ed energetici e pertanto è stato possibile separare, dai risultati ottenuti l'effetto dovuto alla taglia, dall'effetto dovuto all'area.

Indubbiamente i risultati più interessanti di questo lavoro di tesi sono stati quelli ottenuti dalle analisi su differenze, tra aree, nei parametri energetici e metabolici. Chiare differenze tra aree di nursery e non, sono emerse nella stima del peso del fegato, del rapporto epatosomatico, dell'indice di replezione e del fattore di condizione K di Fulton. Dallo studio di questi parametri, sembrerebbe che da un punto di vista metabolico ci siano differenze sostanziali tra le due aree, e che sia più vantaggioso da un punto di vista energetico per i giovanili di nasello aggregarsi nelle aree nursery, piuttosto che in altre aree. Al momento non ci sono disponibili molti studi sull'ecologia trofica del

nasello in relazione ad aree differenti; solo Cannella *et al.* (2011), hanno condotto uno studio simile nel Tirreno centrale stimando e mettendo a confronto il tasso di crescita e gli indici di condizione (indice epatosomatico, HSI e il condition factor CF) di esemplari giovanili di nasello (8-14 cm LT) provenienti da aree di nursery e non, utilizzando dati ottenuti nel corso della campagna MEDITS 2009. Gli indici di condizione esaminati hanno evidenziato differenze significative in funzione delle aree prese in esame; i giovanili presenti nelle aree di nursery hanno mostrato elevati valori per entrambi gli indici. In particolare il rapporto epato-somatico ha evidenziato un miglior stato nutrizionale per gli individui presenti nelle aree nursery rispetto agli individui provenienti da aree di non nursery. Nelle aree nursery, i valori elevati dell'indice epato-somatico, (riscontrato sia nello studio di Cannella *et al.*, 2011, sia in questo lavoro di tesi), e del peso del fegato, indicherebbero che i giovanili di nasello che vivono in queste aree, tendono ad accumulare grandi quantità di riserve energetiche nel fegato, che molto probabilmente, verranno sfruttate, al momento della migrazione verso habitat a profondità inferiori (da 170-220 m a 70-100 m) migrazione osservata nel Mediterraneo centrale da Bartolino *et al.* (2008).

Anche l'indice di replezione, confermerebbe il modello testato in questo lavoro di tesi. L'indice di replezione (una misura che riflette l'attività predatoria di un organismo), più alto è stato trovato nelle aree nursery (36%) rispetto a quelle non nursery (18%), sebbene lo studio della replezione stomacale abbia dimostrato un'alta incidenza di esemplari con lo stomaco vuoto. Infatti per più della metà degli esemplari analizzati, lo stomaco non conteneva nessuna preda. Le percentuali dell'indice di replezione riscontrate nelle due aree, anche se sottostimate a causa del fenomeno della rigurgitazione del contenuto stomacale, indicano un'attività di predazione non continua o comunque differenziata nello spazio, o meglio tra aree, essendo questa maggiore nelle aree nursery rispetto alle aree non nursery. Ciò potrebbe confermare un vantaggio trofico per i giovanili di nasello nell'aggregarsi in certe aree definite nursery, piuttosto che in altre aree; la necessità per i *juveniles* di nasello di trovare sufficienti risorse trofiche è legata alla dinamica di crescita del nasello, piuttosto rapida durante il primo anno di vita: nei primi mesi, infatti, i tassi di crescita risultano molto elevati, di circa 2 cm al mese, mentre avvicinandosi alla fine del primo anno, la crescita si assesta intorno a 1 cm al mese (Ligas, 2000).

Anche lo studio del fattore di condizione K di Fulton ha mostrato risultati interessanti che hanno contribuito ad ampliare le conoscenze sulle condizioni dei giovanili di nasello nelle aree nursery. E' stato scelto di utilizzare questo indice poiché è stato utilizzato per diversi lavori sull'ecologia di pesci di acque interne, in cui sono stati ottenuti interessanti risultati, come per il carassio dorato (*Carassius auratus*) del Lago Trasimeno (Lorenzoni *et al.*, 2005) e per il barbo tiberino (*Barbus*

*tyberinus*) e il barbo del Danubio (*Barbus barbus*) (Carosi et al., 2006). Tali studi hanno messo in evidenza che l'indice di condizione K di Fulton varia a seconda delle condizioni ambientali e stagionali in cui un pesce si trova e anche per fenomeni di competizione tra specie. Nonostante al momento non ci siano applicazioni di questo indice su specie marine, il K di Fulton è stato utilizzato in questo lavoro di tesi per testare la sua efficacia nell'evidenziare lo stato di condizione dei giovanili di nasello in aree nursery e non, e verificare se effettivamente certe aree (nursery) offrano uno stato di "benessere" generale, maggiore rispetto ad altre aree. I risultati sul confronto tra il fattore di condizione K di Fulton in aree nursery e non, hanno confermato il modello testato in questo lavoro di tesi: infatti sembrerebbe che nelle aree nursery, il valore di tale indice sia significativamente più elevato rispetto a quello riscontrato nelle aree non nursery sia per il peso totale, sia per il peso eviscerato. Questo sarebbe in accordo con i dati ottenuti dall'analisi del peso fegato, del relativo indice epatosomatico e dell'indice di replezione nelle aree nursery rispetto alle non nursery, confermando ulteriormente nelle aree nursery, un ipotetico vantaggio trofico-energetico per i giovanili di nasello, condizione di fondamentale importanza in una fase così critica e vulnerabile del ciclo vitale di questa specie.

Al contrario, l'analisi del peso dello stomaco non ha evidenziato differenze sostanziali tra le due aree oggetto di studio, il che potrebbe essere dovuto alla elevata variabilità alla quale è soggetto il parametro preso in esame, indipendentemente dall'effetto area. Invece, per quanto riguarda lo studio dell'indice peso stomaco/peso somatico, l'analisi ha evidenziato differenze significative nelle due aree prese in esame; i risultati tuttavia non hanno confermato il modello testato in questo lavoro, poiché l'indice ha assunto valori maggiori nelle aree non nursery rispetto alle aree nursery, sottolineando il maggiore peso dello stomaco dei giovani naselli nelle aree non nursery rispetto alle aree nursery. Tale risultato, potrebbe essere imputabile a fenomeni densità dipendenti più marcati tra gli individui aggregati nelle aree nursery rispetto ad altre aree, oppure semplicemente il peso dello stomaco potrebbe non essere un indicatore adatto dello stato di salute di un organismo, poiché tale parametro è soggetto a molte variabili, quali il grado di digestione della preda ed il relativo peso della preda stessa. Inoltre il peso dello stomaco è estremamente legato al momento della cattura del pesce stesso, poiché può cambiare a seconda se il pesce, catturato dall'attrezzo, abbia appena finito di cibarsi, abbia digerito la sua preda ormai da tempo, oppure ancora non si sia alimentato, e tutto ciò è estremamente indipendente dall'area in cui si è campionato l'animale.

Dai risultati sullo studio dello spettro trofico dei giovanili di *M. merluccius*, per area (nursery e non) e per classe di taglia, è emerso che nella dieta hanno sempre un ruolo primario i crostacei eufausiacci. E' ormai nota l'importanza che questi organismi assumono nelle reti trofiche marine, rappresentando una delle principali fonti di trasferimento energetico verso le specie nectoniche.

Questo è in accordo con le conoscenze sul regime alimentare del *M. merluccius* nel Mar Mediterraneo: gli esemplari di nasello fino a 14 cm LT, si nutrono quasi esclusivamente di piccoli crostacei (eufausiacei, mysidiacei e anfipodi), mentre gli esemplari di maggiori dimensioni, in particolare quelli oltre i 25,5 cm LT, si nutrono prevalentemente di pesci (Ferraton *et al.*, 2007), occupando differenti livelli trofici durante lo sviluppo ontogenetico della specie (Bozzano *et al.*, 1997; Sartor *et al.*, 2003; Carpentieri *et al.*, 2005). I giovanili di nasello seguirebbero, perciò, le migrazioni verticali dello zooplacton di cui si cibano, risalendo in acque più superficiali durante la notte per alimentarsi, per ritornare a 100- 200 m di profondità durante il giorno (Orsi- Relini *et al.*, 1989; Vallet and Dauvin, 2001). Sarebbe utile, al fine di ampliare le conoscenze sull'ecologia trofica dei *juveniles* di nasello, andare a indagare nel tempo eventuali cambiamenti della dieta quando gli organismi lasciano le aree nursery per disperdersi maggiormente nello spazio e se tali variazioni siano legate alla disponibilità delle risorse alimentari.

Un' altro aspetto messo a confronto tra aree nursery e non, è stato l'accrescimento relativo, ovvero la relazione tra peso e lunghezza dei *juveniles* di nasello: dall'analisi effettuata, è stata rilevata un' allometria positiva con un accrescimento del peso proporzionalmente maggiore rispetto alla lunghezza sia nelle aree nursery (con un'unica eccezione per il peso totale in cui è stata trovata una relazione isometrica tra la taglia e il peso) che in quelle non nursery. Questo testimonia un cambio nella morfologia dell'animale già nelle primissime fasi del ciclo vitale, legato alle diverse tipologie di habitat. I risultati ottenuti trovano vari riscontri in letteratura (Ungaro *et al.*, 1993; Relini *et al.*, 1999), dove i valori stimati del parametro  $b$  della relazione taglia peso sono sempre risultati maggiori di 3, confermando un' allometria positiva nella popolazione di nasello studiata nei mari italiani.

Il confronto del parametro  $b$  (tasso di crescita relativa) della relazione taglia-peso tra aree, ha evidenziato differenze significative per il peso totale, con il  $b$  delle aree non nursery maggiore del  $b$  delle aree nursery, il che non supporterebbe il modello testato in questo lavoro di tesi.

Tuttavia, lo stesso confronto effettuato prendendo in considerazione il peso eviscerato non ha mostrato differenze significative nell'accrescimento relativo tra aree.

Quando si parla del peso totale di un organismo, si prendono in considerazione il peso dello stomaco, del fegato, delle gonadi (che ovviamente in questo non sono state prese in considerazione, trattandosi di individui giovanili, immaturi sessualmente), e perciò il peso totale è un parametro estremamente variabile, poiché è influenzato da diversi fattori, primo tra tutti il peso dello stomaco, che come è stato già evidenziato in precedenza, varia sia nel tempo che nello spazio tra un individuo e un altro. Perciò, forse il confronto del parametro  $b$  più corretto, tra aree, è quello basato sul peso eviscerato, molto meno variabile rispetto al peso totale, e quindi più informativo:

sembrerebbe perciò che le aree nursery offrano un vantaggio ai *juveniles* di nasello in termini metabolici ed energetici, ma non in termini di accrescimento relativo. Il fatto che in questo studio, non siano state riscontrate delle differenze nell'accrescimento relativo dei *juveniles* di nasello tra aree differenti, non significa però che non ci siano realmente. Il fenomeno dell'accrescimento corporeo in aree ad alta densità di giovanili di nasello, potrebbe essere limitato nel tempo da fenomeni di competizione intraspecifica densità-dipendenti per lo spazio e per le risorse trofiche, il che potrebbe essere uno dei motivi del passaggio da una marcata aggregazione in particolari aree, a una maggiore dispersione nello spazio dei giovanili di nasello da una certa taglia in poi, maggiore di 15 cm LT, come è stato evidenziato nello studio condotto da Bartolino *et al.* (2008) nel Mar Tirreno centrale e da Lembo (2010) nel Mar Ligure e nel Mar Tirreno centro-settentrionale (GSA9). Infatti, sarebbe utile, al fine di ampliare le conoscenze sull'accrescimento dei giovanili di nasello, integrare i risultati ottenuti dallo studio della relazione taglia-peso, con studi sull'accrescimento assoluto tra aree differenti, utilizzando la tecnica dell'analisi microstrutturale degli otoliti per la determinazione dell'età, e quindi anche della taglia, alla quale i giovanili di nasello lasciano le aree nursery per dirigersi in luoghi a loro più adatti.

L'accrescimento corporeo nei pesci ossei è regolato sia da fattori genetici, sia da fattori ambientali: soprattutto la temperatura risulta associata ad un incremento nella velocità di crescita (Simard *et al.*, 1992; Campana *et al.*, 1995). Sebbene, specie come il nasello, sono adattate a vivere in condizioni di temperatura piuttosto costanti (13-14 ° C), anche piccole variazioni di tale parametro, possono avere effetti sul metabolismo e sulla biologia, soprattutto durante la fase larvale. Per queste ragioni sarebbe necessaria la pianificazione di ulteriori studi per indagare l'esistenza di possibili variazioni nei tassi di accrescimento dei giovanili di nasello in aree nursery e non, in relazione alle eventuali variazioni delle condizioni ambientali, per avere delle serie storiche di dati a riguardo, da confrontare, ottenendo così, dei risultati statisticamente più robusti e senza dubbio più informativi.

Per quanto riguarda l'analisi delle eventuali differenze imputabili al fattore taglia, il presente studio ha mostrato che il peso del fegato e il relativo indice peso epatosomatico, hanno assunto valori crescenti all'aumentare della taglia; il peso del fegato ha mostrato chiare differenze legate alla taglia, il che risulta ovviamente attendibile, poiché il peso del fegato di un individuo di taglia-età maggiori, sarà sicuramente più elevato rispetto a quello di un individuo di dimensioni minori e più giovane.

Il risultato ottenuto per l'indice epatosomatico (HSI), concorda in parte con quello riscontrato nello studio condotto nel Mar Tirreno centrale da Cannella *et al.* (2011), che ha mostrato una correlazione positiva tra l'indice HSI e la lunghezza dell'animale, dalla classe di taglia 8-10 cm LT alla classe di taglia 10-12 cm LT, e una correlazione negativa dalla classe di taglia 12-14 cm LT. Questo lascia supporre che all'aumentare della taglia non sia vantaggioso per gli individui rimanere nell'area di

nursery; tale svantaggio potrebbe essere dovuto a variazioni nella dieta del nasello in relazione all'aumento della taglia stessa (Carpentieri *et al.*, 2005).

Purtroppo le informazioni sulle riserve energetiche di questa specie sono ancora piuttosto scarse, nonostante la sua grande importanza economica ed ecologica in tutto il Mar Mediterraneo nord-occidentale (Lloret *et al.*, 2008). Le riserve energetiche sono attribuiti particolarmente importanti nei pesci, perché hanno una grossa influenza sulla crescita, sulla riproduzione e sulla sopravvivenza (Shulmann e Love, 1999); basse riserve di energia diminuiscono le probabilità di sopravvivenza, aumentando la mortalità naturale (Sogard e Olla, 2000). La “fame” dovuta all'esaurimento delle riserve energetiche, indebolisce i pesci rendendoli più suscettibili alla predazione, alla mortalità da pesca, a malattie e a molti fattori di stress ambientale (Shulman e Love, 1999). Tra i parametri biochimici per la stima delle riserve energetiche, è stata ampiamente usata la determinazione del contenuto di lipidi all'interno di un individuo in diversi lavori nel Mediterraneo nord-occidentale, su altre specie economicamente importanti come saraghi e triglie oltre al nasello (Shulman, 1974; Shulman e Love, 1999; Shulman *et al.*, 2005; Lloret *et al.*, 2003, 2005, 2007). I lipidi sono noti come regolatori del metabolismo cellulare, della detossificazione, del comportamento e della riproduzione e una loro carenza può influenzare negativamente lo sviluppo delle gonadi e la successiva fecondità di un organismo (Shulman e Love, 1999). Così l'accumulo di lipidi all'interno di un organismo, costituisce un aspetto molto importante per il benessere di un pesce e per il suo successo nella popolazione. Il quantitativo di lipidi nel corpo di un organismo è particolarmente influenzato dalle caratteristiche dell'habitat e dalla disponibilità di cibo, assumendo perciò, una grande rilevanza come indicatore della qualità di un habitat e delle sue disponibilità trofiche (Shulman *et al.*, 2005; Lloret *et al.*, 2003, 2005, 2007). Nello studio condotto da Lloret *et al.* (2008), sulle riserve lipidiche di *M. merluccius* nel Mediterraneo nord-occidentale, è stato dimostrato che in questa specie, i lipidi sono principalmente immagazzinati nel fegato, perciò sarebbe utile andare a vedere il contenuto di lipidi nel fegato dei *juveniles* di nasello in aree nursery e non, per ottenere ulteriori informazioni utili alla comprensione dell'effettivo ruolo energetico di queste aree per le reclute.

Per quanto riguarda il peso dello stomaco, per classe di taglia, il valore maggiore è stato rilevato negli esemplari più grandi, appartenenti alla classe di taglia II (8,5- 15 cm LT), il che potrebbe essere legato alla maggiore capacità predatoria e alla maggiore voracità di questi organismi al crescere della taglia. L'andamento del relativo indice in funzione della taglia, sottolinea come *M. merluccius* sia un attivo predatore durante tutto il suo ciclo vitale (Bozzano *et al.*, 1997), soprattutto nelle primissime fasi di vita, poiché l'indice peso stomaco su peso eviscerato ha valori più elevati nella classe di taglia I rispetto alla II, essendo più rilevante il peso dello stomaco rispetto al peso

totale dell'animale negli individui al di sotto degli 8 cm LT.

Data la loro valenza ecologica, l'individuazione delle aree di nursery è di fondamentale importanza per la messa a punto di misure di gestione spaziale delle risorse, come ad esempio l'istituzione di aree marine protette o di Zone di Tutela Biologica (ZTB), dove le varie attività antropiche, soprattutto la pesca, vengono regolamentate. Negli ultimi anni, sono state istituite nei mari italiani delle Zone di Tutela Biologica (ZTB), identificate in base alla presenza di nursery di specie ittiche ampiamente sfruttate dalla pesca, al fine di proteggere degli ambienti particolarmente importanti per il loco sviluppo e il loro accrescimento. Le attuali ZTB della GSA9 (ZTB Argentario e ZTB Lazio) coprono una superficie di 175 Km<sup>2</sup> pari allo 0,41 % dell'area. La loro istituzione interessa principalmente le marinerie di Porto Santo Stefano e Porto Ercole in Toscana e Terracina, Gaeta e Formia nel Lazio. L'analisi dei dati sulla composizione della fauna ittica delle due ZTB, ha evidenziato la presenza di concentrazioni importanti di giovanili di specie di notevole importanza commerciale, nasello soprattutto, ma anche totano, gambero bianco e triglia di fango. Purtroppo le ZTB fino ad ora istituite nella GSA9 hanno un'estensione molto limitata e non sono sufficienti per la salvaguardia della risorsa, con i livelli attuali di sfruttamento, per raggiungere una pesca pienamente sostenibile. La via intrapresa sembra comunque essere interessante, ed in futuro è possibile pensare alla protezione di aree più vaste che potrebbero essere anche chiuse solo per alcuni periodi dell'anno in relazione al ciclo biologico delle principali specie da proteggere.

L'esigenza di proteggere habitat in cui si concentrano i giovanili di una determinata specie si lega a due ragioni fondamentali: ridurre l'impatto della pesca su importanti specie commerciali, in quelle fasi del ciclo vitale, come il reclutamento, in cui gli individui si trovano concentrati e particolarmente vulnerabili e la necessità di preservare habitat fragili come praterie di *Posidonia oceanica* o fondi a crinoidi dall'effetto distruttivo di alcune attività antropiche (Colloca e Sartor, 2009); infatti, negli ultimi anni, come integrazione alla gestione delle risorse ittiche, si stanno sempre più affermando studi di tipo ecosistemico, che considerano il contesto multispecifico nel quale sono inserite le specie oggetto di pesca. Risulta perciò rilevante, l'identificazione di aree di particolare interesse ecologico, come zone a elevata biodiversità o appunto zone di aggregazione di giovanili (nursery area). In studi condotti da De Ranieri *et al.*, 2005 nel Mar Tirreno settentrionale, sulla valutazione delle risorse demersali, è emersa l'importanza dell'Echinoderma Crinoide *Leptometra phalangium* sui fondi detritici della piattaforma continentale. *L. phalangium* è una specie endemica del Mar Mediterraneo distribuito nell'intervallo batimetrico che corrisponde alla transizione tra la piattaforma e la scarpata continentale. Lo studio ha evidenziato la ricchezza e la complessità dell'habitat investigato: la ricchezza specifica rilevata potrebbe essere legata alla presenza del crinoide stesso che favorisce l'eterogeneità dell'habitat, sviluppando in senso

tridimensionale le comunità. Inoltre, è emerso dallo studio, l'importanza di questi fondi a *L. phalangium*, come aree di reclutamento per alcune specie demersali, tra cui *M. merluccius*. Perciò, ampliare le conoscenze sulle caratteristiche biologiche ed ecologiche di aree a elevata ricchezza specifica, come le facies a *L. phalangium*, potrebbe rappresentare un passo importante nella gestione e conservazione degli ecosistemi e delle risorse del Mar Mediterraneo, incluso il nasello, oggetto di studio di questa tesi.

I risultati degli studi sulla valutazione dello stato di sfruttamento di *M. merluccius*, indicano un costante sovrasfruttamento, con una mortalità da pesca incentrata soprattutto sulle classi giovanili, entro i primi due anni di vita (Reale *et al.*, 1995; De Ranieri, 1999; Leonart e Maynou, 2003). Per tanto gran parte della mortalità totale, soprattutto degli esemplari appartenenti alla prima classe di età, sembra essere causata dalla pesca, piuttosto che da cause naturali. L'aggregarsi dei giovanili di nasello in particolari aree, potrebbe procurare loro un vantaggio da un punto di vista trofico ed energetico, ma allo stesso momento, portare ad un aumento della mortalità da pesca o della mortalità naturale, in quanto risulterebbe di maggiore facilità per la rete o per un eventuale predatore, catturare giovani naselli concentrati in particolare aree, piuttosto che in altre aree dove sono maggiormente dispersi.

In ambito del Mediterraneo, le principali misure gestionali, attuate per ridurre l'impatto della pesca nelle aree nursery per questa specie, oltre al fermo di pesca stagionale per lo strascico (45 gg nel periodo fine estate-inizio autunno, ove si verificano costanti concentrazioni di giovani naselli (De Ranieri *et al.*, 1997; Belcari *et al.*, 2001), sono quelle previste dal Regolamento Comunitario 1967/2006. Tale norma individua in 40 mm la dimensione della maglia minima legale per il sacco delle reti a strascico e in 20 cm di Lunghezza Totale la taglia minima degli esemplari di nasello che possono essere sbarcati. Tali misure però non risultano sufficienti per una corretta gestione e uno sfruttamento sostenibile della specie nella GSA9, poiché la scarsa selettività della maglia al sacco porta infatti ad una taglia minima di cattura ben al di sotto di quella legale, costringendo i pescatori a scartare una frazione non trascurabile di pescato. Infatti, studi sulla selettività delle reti a strascico (Sala *et al.*, 2008a-b) hanno dimostrato che per la maglia legale del sacco della rete a strascico valida fino al Luglio 2010 (romboidale da 40 mm) la taglia di prima cattura era pari a 8,3 cm, valore che sta molto al di sotto della taglia minima legale. Con la nuova maglia attualmente in uso (quadra da 40 mm o romboidale da 50 mm (Reg. (CE) n. 1967/2006)) la situazione dovrebbe gradualmente migliorare, anche se la taglia di prima cattura stimata per la maglia quadra (14,2 cm LT) resta comunque molto più piccola rispetto alla taglia minima legale di 20 cm LT. Esiste quindi, una chiara incongruenza tra la normativa che regola le dimensioni delle maglie e la taglia minima legale, portando a una grande quantità di scarto.

D'altra parte un ulteriore aumento delle dimensioni delle maglie, per ridurre l'impatto della pesca su esemplari giovanili, non sembra economicamente sostenibile nel Mediterraneo dove la cattura commerciale è tipicamente multispecifica e composta anche da specie di piccole dimensioni ma con un elevato valore economico (cefalopodi, gamberetti).

E' ormai chiaro che una pesca sostenibile non può prescindere dal mantenimento della qualità degli habitat da cui le popolazioni dipendono e in particolare di quelli in cui si concentrano individui in fasi cruciali del ciclo vitale, come il reclutamento e la riproduzione.

Nel corso dell'ultimo decennio la mole di informazioni disponibili sulla distribuzione delle aree nursery nei mari italiani è notevolmente aumentata, grazie anche a diversi progetti nazionali sviluppati dalla SIBM (es. Ardizzone e Corsi, 1997; progetto "Nursery" del MIPAAF realizzato negli anni 2006-2008) e a numerose pubblicazioni su riviste nazionali e internazionali. L'auspicio è che l'informazione disponibile possa essere utilizzata sempre di più, ai fini del miglioramento degli attuali sistemi di gestione delle risorse che al momento non sembrano garantire la sostenibilità delle attività di prelievo, soprattutto per quanto riguarda il nasello.

## 7. CONCLUSIONI

Il presente studio, che ha interessato la valutazione del ruolo di differenti habitat nelle prime fasi del ciclo vitale del nasello, nel Mar Ligure e nel Mar Tirreno centro-settentrionale, ha fornito i seguenti risultati principali:

1. Gli indici di densità ( $n/Km^2$ ) e di biomassa ( $Kg/Km^2$ ) sono risultati significativamente più elevati nelle aree nursery rispetto alle aree non nursery.
2. La struttura demografica delle catture è dominata da esemplari di piccole dimensioni, appartenenti al primo anno di vita; sono inoltre emerse differenze tra le due aree con individui più grandi nelle aree nursery rispetto a quelle non nursery.
3. Il peso del fegato e l'indice epatosomatico sono risultati essere più elevati nelle aree nursery; inoltre l'analisi della varianza ha mostrato un'interazione significativa tra i fattori area e taglia, nel determinare differenze tra i due parametri presi in esame.
4. L'indice di replezione stimato, ha assunto valori maggiori nelle aree nursery e nella II classe di taglia.
5. L'analisi del peso dello stomaco non ha evidenziato differenze significative tra aree, ma solo tra classi di taglia, assumendo valori maggiori in individui più grandi; al contrario, l'analisi dell'indice peso stomaco/peso eviscerato ha mostrato differenze significative tra aree, con valori maggiori nelle aree non nursery rispetto alle aree nursery. Invece, non sono state trovate differenze significative per classe di taglia.
6. L'analisi dei contenuti gastrici dei giovanili di nasello ha rilevato uno spettro trofico dominato dai crostacei eufausiacei; gli altri gruppi tassonomici sono risultati di minore rilevanza. La dieta, infine, non ha mostrato apprezzabili differenze in funzione dell'area di provenienza degli organismi esaminati.
7. La relazione taglia-peso ha evidenziato un'allometria positiva ( $b > 3$ ) sia per il peso totale che per il peso eviscerato, per entrambe le aree prese in esame, con l'unica eccezione nella

relazione taglia peso totale nelle aree nursery in cui è risultata una relazione isometrica ( $b=3$ ) tra le due variabili. Il confronto del parametro  $b$  della relazione taglia-peso totale ha mostrato differenze significative tra le due aree ( $b$  maggiore nelle aree non nursery rispetto a quello delle aree nursery), mentre lo stesso confronto per il peso eviscerato non ha mostrato alcuna differenza significativa.

8. L'indice di condizione  $K$  di Fulton, sia per il peso totale sia per il peso eviscerato, ha assunto valori significativamente maggiori nelle aree nursery rispetto alle non nursery.

In conclusione, i risultati di questa tesi hanno fornito indicazioni sufficientemente robuste nel mostrare la valenza, in termini di vantaggi trofici ed energetici, di particolari aree (aree di nursery) per il successo del reclutamento del nasello nel Mar Ligure e Tirreno Centro-Settentrionale. Tali risultati, sicuramente espandibili ad altre realtà geografiche, necessitano tuttavia di ulteriori approfondimenti analitici al fine di essere confermati. In particolare sarà necessario, nel prossimo futuro, investigare maggiormente la crescita assoluta degli organismi nelle prime fasi di vita e caratterizzare dal punto di vista bionomico gli habitat analizzati.

## 8. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Abella, A., Serena, F., Auteri, R. (1996) - Un metodo alternativo per lo studio della distribuzione geografica per taglia del nasello. *Biol. Mar. Mediterr.*, **3**(1): 522-524.

Abella, A.J., Caddy, J.F., Serena, F. 1997. Do natural mortality and availability decline with age? An alternative yield paradigm for juvenile fisheries, illustrated by the hake *Merluccius merluccius* fishery in the Mediterranean. *Aquat. Living. Resour.*, **10**: 257-269.

Abella, A., Serena, F. 1998 – Selettività e vulnerabilità del nasello nella pesca a strascico. *Biol. Mar. Mediterr.*, **5**(2): 496-504.

Abella, A., Serena, F., Ria, M. 2005. Distributional response to variations in abundance over spatial and temporal scales for juveniles of European hake (*Merluccius merluccius*) in the Western Mediterranean Sea. *Fish. Res.*, **71**: 295-310.

Albertelli, G., Cattaneo, M., Della Croce, N., Drago, N. 1983. Macrobenthos delle isole di Capraia, Pianosa, Giglio, Montecristo, Giannutri, Elba (Arcipelago Toscano). Progetto finanziato C.N.R. "Oceanografia e fondi marini", rapporto tecnico n°18, 28 pp.

Aldebert, Y., Morales-Nin, B. 1992. La croissance des juvéniles du merlu dans le Golfe du Lion: nouvelles méthodes d'approche. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **33**:281-282.

Anderson, R.O., Neumann, R.M. 1996. Length, weight, and associated structural indices. In: Murphy B.R. & D.W. Willis (Eds). *Fisheries techniques*, 2<sup>nd</sup> edition. American Fisheries Society, Maryland: Bethesda, 447-481 pp.

Ardizzone, G.D., Cau, A. 1990. Modelli di dinamica di popolazione basati su dati di pesca sperimentale: prime valutazioni sullo stato degli stocks di *Merluccius merluccius* (L.) del Tirreno Centrale. *Oebalia*, **16** (1): 235-244.

Ardizzone, G.D., Corsi, F.,(eds). 1997. Atlas of italian demersal fishery resources. Trawl surveys

1985-1987. *Biol. Mar. Méditerr.*, 4(2), 568, pp.

Ardizzone, G.D. 1998. Un tentativo di valutazione delle condizioni di *Merluccius merluccius* e *Mullus barbatus* nei mari italiani. *Biol. Mar. Méditerr.*, 5 (Suppl.2): 151-168.

Armitage, P. 1982. *Statistica medica. Metodi statistici per la ricerca in medicina*. G. Feltrinelli ed., pp. 493.

Bartolino, V., Colloca, F., Sartor, P., Ardizzone, G. 2008. Modelling recruitment dynamics of hake, *Merluccius merluccius*, in the central Mediterranean in relation to key environmental variables. *Fish. Res.*, 92: 277-288.

Bartolino, V., Ottavi, A., Colloca, F., Ardizzone, G.D., Stefansson, G. 2008. Bathymetric preferences of juvenile European hake (*Merluccius merluccius*). - *ICES J. Mar. Sci.*, 65: 963-969.

Beck, M.W., Heck, K.L. Jr., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., Weinstein, M.P. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51: 633-641.

Belcari, P., De Ranieri, S., Reale, B., Sartor, P., Sbrana, M., Viva, C. 2001. Spatial distribution and seasonal concentration of european hake juveniles, *Merluccius merluccius* (L., 1758), in the North Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 36: 328.

Belcari, P., Ligas, A., Viva, C. 2006. Age determination and growth of juveniles of the European hake, *Merluccius merluccius* (L., 1758), in the northern Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean). *Fish. Res.*, 78: 211- 217.

Bertrand, J., De Sola, G., Papaconstantinou, C., Relini, G., Souplet, A. (cord.), 1996. Campagne internationale de chautage dèmersal en Méditerranée (MEDITS). Campagne 1995. Rapport final, manuel des protocoles et base de données. Relazione finale contratto CEE-Ifremer-IEO-SIBM\_NCMR (MED 93/020, 018, 006, 004).

Biagi, F., Cesarini, A., Sbrana, M., Viva, C. 1995. Reproductive biology and fecundity of *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **34**: 237.

Blackwell, B. G., Brown, M.L, Willis, D.W. 2000. Relative weight ( $W_r$ ) status and current use in fisheries assessment and management. *Rev. Fish. Sci.*, **8**: 1-44.

Bolger T., Connolly P.L. (1989). The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *J. Fish. Biol.*, **34**: 171-182.

Borri, M., Notarbartolo, P., Solaini, P. 1977. Indagine sistematica ed ecologica sulla composizione della fauna bentonica della zona di Punta Ala (Grosseto). *Natura*, Milano, **68**(1-2): 136-137.

Bowen, S., H. 1983. Quantitative description of the diet. In L.A. Nielsen and D.L. Johnson (eds), *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA: 325-336.

Bozzano, A., Recasens, L., Sartor, P. 1997. Diet of the european hake *Merluccius merluccius* (Pisces: Merlucciidae) in the Western Mediterranean (Gulf of Lion). *Sci. Mar.*, **61**(1):1-8.

Bozzano, A., Sardà, F., Rios, J. 2005. Vertical distribution and feeding pattern of the juvenile European hake, *Merluccius merluccius* in the NW Mediterranean. *Fish. Res.*, **73**: 29-36.

Caddy, J.F., Sharp, G.D. (eds), 1986. An ecological framework for marine fishery investigation. *Fao Fish. Tech. Pap.*, **283**, pp. 152.

Caddy, J.F. 1993. Some Future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries. *Sci. Mar.*, **57** (2/3): 121-130.

Campana, S.E., Mohn, R.K., Smith, S.J., Chouinard, G.A. 1995. Spatial implications of a temperature-based growth model for Atlantic cod (*Gadus morhua*) off the eastern coast of Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **52**: 2445-2456.

Cannella, M., Colloca, F., Ardizzone, G.D. 2011. Valutazione del ruolo degli habitat per il successo del reclutamento del nasello (*Merluccius merluccius*, L.1758) del Mar Tirreno. 42° Congresso della Società Italiana di Biologia Marina Olbia, 23-28 maggio 2011.

Carosi, A., Pedicillo, G., Bicchi, A., Angeli, V., Ghetti, L., Lorenzoni, M. 2006. Distribuzione ed abbondanza di *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) nel bacino umbro del fiume Tevere. *Quaderni ETP* 34: 251-256.

Carpentieri, P., Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A., D. Ardizzone, G. 2005. Feeding habits of European hake (*Merluccius merluccius*) in the central Mediterranean Sea. *Fish. Bull.*, **103**:411-416.

Castagnolo, L., Falciai, L., Focardi, S., Gambi, C., Spadini, V. 1978. Dati preliminari sulle biocenosi dei fondi mobili dragabili di fronte al fiume Ombrone. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, 3 (suppl. 1): 552-561.

Cohen, D.M., Inada, T., Iwamoto, T., Scialabba, N. 1990. FAO Species catalogue. Gadiform fishes of the world (Order GADIFORMES). An annotated and illustrated catalogue of cod, hakes, grenadiers and other gadiform fish known to date. *FAO Fish. Syn.*, N° 125, 10: pp. 442.

Colloca, F., Cardinale, A., Belluscio, A., Ardizzone, G. (2003) - Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuar. & Coast. Shelf Sci.*, **56**: 469-480.

Colloca, F., Carpentieri, P., Balestri, E. 2004. A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Mar. Biol.*, **145**: 1129-1142.

Colloca, F., Sartor, P., Sbrana, M., Mannini, A., Abella, A. 2008. Assessment of European hake (*Merluccius merluccius*) in GSA9 (Ligurian and North Tyrrhenian Sea). General Fisheries Commission for the Mediterranean. Sub-Committee on Marine Environment and Ecosystems (Scmee). Report of the Ninth Meeting of the Scsa/Working Group on Demersal Species. Izmir, Turkey, 15-19 September 2008. Rapporto SGMED 03-10.

Colloca, F., Bartolino, V., Lasinio, G. J., Maiorano, L., Sartor, P., Ardizzone, G. 2009. Identifying

fish nurseries using density and persistence measures. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 381: 287-296.

Colloca, F., Sartor, P. 2009. Le aree di nursery nel contesto degli ecosistemi marini: aspetti funzionali, metodi di studio e prospettive gestionali. *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (1): 176-184.

Cook, R.R., Auster, P.J. 2005. Use of simulated annealing for identifying essential fish habitat in a multispecies context. *Conserv. Biol.*, **19** (3):876-886.

Coombs, S.H., Mitchell, C.E. 1982. The development rate of eggs and larvae of the hake, *Merluccius merluccius* L. and their distribution to the west of the British Isle. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **40**: 119-126.

Dahlgreen, C.P., Kellison, G.T., Adams, A.J., Gillanders, B.M., Kendall, M.S., Layman, C.A., Ley, J.A., Nagelkerken, I., Serafy, J.E. 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **312**: 291-295.

De Ranieri, S., Belcari, P., Bertolini, D., Biagi, F., Mori, M., Reale, B., Sartor, P., Sbrana, M., Viva, C. 1993. Valutazione delle risorse demersali dall' Isola d' Elba all' Isola di Giannutri nel triennio 1990-1993. Rapporto tecnico Ministero della Marina Mercantile.

De Ranieri, S., Belcari, P., Bertolini, D., Biagi, F., Chiericoni, V., Cognetti, A.G., Mori, M., Nannini, N., Reale, B., Rocca, V., Sartor, P., Sbrana, M. 1997. Reclutamento di alcune specie ittiche demersali nel Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, **4** (Suppl.1): 237-243.

De Ranieri, S. 1999. Valutazione delle risorse demersali dall'Isola d'Elba all'isola di Giannutri. Ministero delle Politiche Agricole, Rapp. Fin. 1-134.

De Ranieri, S., Reale, B., Ligas, A., Sartor, P., Viva, C., Bertolini, D., Belcari, P. 2005. Caratterizzazione della fauna associata alla facies a *Leptometra phalangium* (J. Muller, 1841) (Echinodermata; Crinoidea) nel Mar Tirreno settentrionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, **12**(1): 571-574.

De Ranieri, S. 2011. - Programma nazionale Italiano per la raccolta di dati alieutici 2010. Campagne di ricerca in mare Sezione G. Rapporto tecnico. Consorzio per il centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata G. Bacci, Italia: 21 pp.

FAO, 2003. Fishery management, the ecosystem based approach to fishery. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries* 4/2/2003.

Farrugio, E., Oliver, P., Biagi, F. 1993. An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries. *Sci. Mar.*, **57** (2-3): 105-119.

Ferraton, F., Harmelin-Vivien, M., Mellon-Duval, C., Souplet, A. 2007. Spatio-temporal variation in diet may affect condition and abundance of juvenile European hake in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 337: 197-208.

Fiorentino, F., Zamboni, A., Relini, G. 1998 - La selettività della rete a strascico in *Merluccius merluccius* sulla base di esperienze riportate in letteratura *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (2): 465-474

Fiorentino, F., Garofalo, G., De Santi, A., Bono, G., Giusto, G. B., Norrito, G. 2003. Spatio-temporal distribution of recruits (0 group) of *Merluccius merluccius* and *Phycis blennoides* (Pisces, Gadiformes) in the Strait of Sicily (central Mediterranean). *Hydrobiologia*, **503**: 223-236.

Flamigni, C. 1984 - Preliminary utilization of trawl survey data for hake (*Merluccius merluccius* L.) population dynamics in the Adriatic Sea. *Fao Fish. Rep.*, **290** : 109 -115 .

Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.*, **22**: 241-253.

Frogia, C. 1982. Osservazioni su alcuni fattori che condizionano i rendimenti di pesca nella pesca a strascico. *Naturalista Siciliano*, S.IV, **6** (suppl.2): 361-373.

Gambi, M. C., Fresi, E. 1981. Ecology of soft bottom macrobenthos along the coast of southern

Tuscany (Parco Naturale della Maremma). *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.*: 123-125.

Hidalgo, J.M., Oliver, P., Massuti, E., Guijarro, B., Moranta, J., Cartes, J. E., Lloret, J., Morales-Nin, B. 2008. Seasonal and short spatial patterns in European hake (*Merluccius merluccius*, L) recruitment process at the Balearic Sea (NW Mediterranean): the role of environment on distribution and condition. *J. Mar. Sys.*, **71**: 367- 384.

IREPA, 2011. Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2010. Franco Angeli (Ed.).

Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, J.D. 2001. Marine Fisheries Ecology. Blackwell Science, Oxford.

King, M., 1995. Fisheries biology, assessment and management. Fishing News Books, Osney Mead, Oxford, England.

Kraus, S. T., Secor, D.H. 2005. Application of the nursery-role hypothesis to an estuarine fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **291**: 301-305.

Lambert, Y., Dutil, J. 2000. Energetic consequences of reproduction in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to spawning level of somatic energy reserves. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**: 815-825.

Lembo, G. (ed.) 2010 - Identificazione spazio-temporale delle aree di concentrazione dei giovanili delle principali specie demersali e localizzazione geografica di aree di nursery nei mari italiani - Nursery. Progetto di ricerca SIBM-MiPAAF n° 6A92. *Relazione finale, Società Italiana di Biologia Marina*, Genova: 120 pp.

Ligas, A. (1999-2000): Studio dell'accrescimento di *juveniles* di nasello, *Merluccius merluccius* (L., 1758), nel Mar Tirreno Settentrionale. Tesi di laurea, Università degli studi di Pisa.

Ligas, A., Belcari, P., Bertolini, D., Viva, C. 2003. Growth of *juveniles* of European hake,

*Merluccius merluccius* (L., 1758), in the northern Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Mediterr.*, 10 (2). 853-855.

Lleonart, J., Sardà, F. 1986. Tècniques d'exploitació. In: L'oceanografia – recursos pesquers de la Mar Catalana. *Quaderns d'ecologia aplicada*, 9:43-65.

Lleonart, J., Maynou, F. 2003. Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Sci. Mar.*, 67 (Suppl. 1):37-49.

Lloret, J., Ratz, H. J. 2000. Condition of cod (*Gadus morhua*) off Greenland during 1982-1998. *Fish. Res.*, 48: 79-86.

Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I., Fromentin, J.M. 2001. Fluctuations of landings and environmental conditions in the NW Mediterranean Sea. *Fish. Oceanogr.* 10(1): 33-50.

Lloret, J., Gil de Sola, L., Souplet, A., Galzin, R. 2002. Effects of large-scale habitat variability on condition of demersal exploited fish in the north-western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 1215-1227.

Lloret, J., Planes, S. 2003. Condition, feeding and reproductive potential of white seabream (*Diplodus sargus*) as indicators of habitat quality and the effect of protection in the north-western Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 248: 197-208.

Lloret, J., Galzin, R., Gil de Sola, A., Souplet, A., Demestre, M. 2005. Habitat related differences in lipid reserves of some exploited fish species in the north-western Mediterranean continental shelf. *J. Fish. Biol.*, 67: 51-67.

Lloret, J., Demestre, M., Sánchez-Pardo, J. 2007. Lipid reserves of red mullet (*Mullus barbatus*) in the north-western Mediterranean. *Sci. Mar.* 71(2): 269-277.

Lloret, J., Demestre, M., Sanchez-Pardo, J. 2008. Lipid (Energy) reserves of european hake

(*Merluccius merluccius*) in the North-Western Mediterranean. *Vie et Milieu – Life and Environment*, 2008, **58** (1): 75-85.

Lorenzoni, M., Carosi, A., Corboli, M., Pedicillo, G., Montanari, I., Ghetti, L., Natali, M., Mezzetti, A., Biscaro, Parrini, A. 2005. Accrescimento, biologia riproduttiva e biologia della pesca del carassio dorato *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) nel lago Trasimeno. Regione dell'Umbria (Ed). Perugia.

Martin, P., Sartor, P., Garcia Rodriguez, M. 1999 – Exploitation patterns of the European hake *Merluccius merluccius*, red mullet *Mullus barbatus* and striped red mullet *Mullus surmuletus* in the western Mediterranean. *J. Appl. Ichtyol.*, **15**, pp. 24-28.

Maynou, F., Leonart, J., Cartes, J.E. 2003. Seasonal and spatial variability of hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment in the NW Mediterranean Sea. *Fish. Res.*, **60**:65-78.

McGurk M.D. 1985. Effects of net capture on the post preservation morphometry, dry weight, and condition factor of Pacific herring larvae. *Tran. Am. Fish. Soc.*, **114**: 348-355.

Moore, J. C., Jr. and Krupat, E. 1971. Relationship between source status, authoritarianism and conformity in a social setting. *Sociometry* **34**, 122–134.

Morales-Nin, B., Moranta, J. 2004. Recruitment and post-settlement growth of juvenile *Merluccius merluccius* on the western Mediterranean shelf. *Sci. Mar.* 68: 399-409.

Nannini, N., Pinna, D., Chiericoni, V., Biagi, F., Belcari, P. 2001. Ciclo ovarico di *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) nel Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Mediterr.* (2001), 8 (1):745-748.

Okuda, N. 2001. The costs of reproduction to males and females of a paternal mouthbrooding cardinalfish *Apogon notatus*. *J. Fish. Biol.* **58**: 776-787.

Olivar, M.P., Quilez, G., Emelianov, M. 2003. Spatial and temporal distribution and abundance of European hake, *Merluccius merluccius*, eggs and larvae in the Catalan coast (NW Mediterranean). *Fish. Res.* 60: 321-331.

Oliver, P. A. 1991. Dinamica de la poblacion de merluzza (*Merluccius merluccius* L.) de Mallorca (Reclutamiento, crecimiento y mortalidad). Università delle isole Baleari, dipartimento di biologia ambientale, Tesi Dottorale: 392 pp.

Oliver, P., Massuti, E. 1995. Biology and fisheries of western Mediterranean hake (*Merluccius merluccius*). Hake: Biology, Fisheries, Markets. Ed. J. Ahleite, T. Pitcher. *Fish and Fisheries Science*, 15. Chapman e Hall, London.

Oliver, P., Alemany, F., Massuti, E., Merella, P. 1996. Hake-Anchovy trophic interactions in the NorthWestern Mediterranean. 2<sup>nd</sup> Meeting of the DYNPOP (Marine Population Dynamics) ICSEM/CIESM Working Group 2 to 5 October 1996, Genova (Italy).

Orsi-Relini, L., Cappanera, M., Fiorentino, F. 1989. Spatial-temporal distribution and growth of *Merluccius merluccius* recruits in the Ligurian Sea. Observations on the 0 group. *Cybium*, 13: 263-270.

Orsi-Relini, L., Papacostantinou, S., Jukic-Peladic, S., Souplet, A., Gil de Sola, L., Piccinetti, C., Kavadas, S., Rossi, M. 2002. Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes:Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Sci. Mar.* 66 (Suppl. 2): 21-38.

Pauly, D. 1984. Fish population dynamics: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews*, 8: 325 pp.

Pauly, D. 2005. Global Fisheries and Marine Conservation: Is Coexistence Possible? Chapter 11, in *Norse and Crowder*, pp. 185- 197.

Peres, J.M. e Picard, J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec.*

*Trav. Stn. Mar. Endoume*, **31** (47): 137 pp.

Press, W.H., Flannery, B.P., Teukolsky, S.A., Vetterling, W- T. 1986. *Numerical recipes. The art of scientific computing*. Cambridge University Press. Cambridge, pp. 818.

Reale, B., Sbrana, M., De Ranieri, S. 1995. Population dynamics of *Merluccius merluccius* exploited by two different trawl-nets in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 34: 254.

Recasens, L. 1992. Dinamica de poblacions i pesqueria de Lluc in la mar Catalana. Universitat de Barcelona, Tesi Dottorale: 398, pp.

Recasens, L., Lombarte, A., Morales-Nin, B., Torres, D.J. 1998. Spatial-temporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *J. Fish. Biol.*, 53: 387-401.

Recasens, L., Chiericoni, V., Belcari, P. 2008. Spawning pattern and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758)) in the western Mediterranean. *Sci. Mar.*, 72 (4).

Relini, G., Bertrand, J., Zamboni, A. 1999. Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Mediterr.*. **6**(1), 868 pp.

Relini, G., Sartor, P., Reale, B., Orsi Relini, L., Mannini, A., De Ranieri, S., Ardizzone, G.D., Belluscio, A., Serena, F. 2012. Aspetti ecologici. Caratterizzazione ambientale delle aree di pesca. Cap. 2, in: Cataudella, S. (ed.) *Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani*. Ministero Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Roma.

Ricker, W.E. 1973. Linear regression in fishery research. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 30: 409-434.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bull.*

*Fish. Res. Board Can.* No. 191.

Roldan, M.I., Garcia-Marin, J.L., Utter, F.M., Pla, C. 1998. Population genetic structure of European hake, *Merluccius merluccius*. *Heredity*, 81: 327-334.

Sala, A., Hansen, K., Lucchetti, A., Palumbo, V. 2008a. Energy saving trawl in Mediterranean demersal fisheries. In Guedes Soares & Kolev (eds) *Ocean Engineering and Coastal Resources*, Taylor & Francis Group, London, ISBN 978-0-415-45523-7: 961-964.

Sala, A., Lucchetti, A., Palumbo, V., Giuliani, G. 2008b. Technological innovations for the Energy saving in fishery. *The Fishery News Sheet*, 05: 6-7 (in Italian).

Sarano, F. 1986. Cycle ovarien du merlu, *Merluccius merluccius*, poisson a ponte fractionnée. *Rev. Trav. Inst. Peches Marit.*, 48: 65-76.

Sartini, M. 1997. Analisi delle catture nella pesca a strascico nel Mar Tirreno Settentrionale: implicazioni nella valutazione dello stato di sfruttamento di *Merluccius merluccius* (L.1758). Università degli studi di Pisa, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Tesi di Laurea in Scienze Biologiche.

Sartini, M., Belcari, P., De Ranieri, S. 2002. Occurrence of eggs and larvae of European hake, *Merluccius merluccius* (L., 1758) in the northern Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Mediterr.*, 9 (1): 358-365.

Sartor, P., Sbrana, M., Reale, B. 1996. Sfruttamento del nasello, *Merluccius merluccius* (L.1758), nell'Arcipelago Toscano Meridionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, 3 (Suppl.1): 576-578.

Sartor, P., Reale, B., Sbrana, M., Biagi, F. 1998. Analisi dello sbarcato commerciale con reti a strascico presso un porto del Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, 5 (Suppl.2): 81-91.

Sartor, P., Recasens, L., Viva, C., Lleonart, L. 2001. Analysis of the impact of the fishery on the adult population of European hake in the north-western Mediterranean. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **36**: 321-322.

Sartor, P., Carlini, F., De Ranieri, S. 2003. Diet of young European hake (*Merluccius merluccius*) in the northern Tyrrhenian Sea. *Biol. Mar. Mediterr.* (2003), 10 (2): 904-908.

Sartor, P. 2010. The 20<sup>th</sup> Century evolution of Mediterranean exploited demersal resources under increasing fishing disturbance and environmental change. Contratto UE N° SI2 539097. Relazione Finale.

Sbrana, M., Belcari, P. 1993. Note sulla presenza di femmine mature di *Merluccius merluccius* (L., 1758) nell'arcipelago Toscano Meridionale. *Biologia Marina*, suppl. al Notiziario S.I.B.M., **1**:375-376.

Sbrana, M. 1995. Biologia e dinamica di popolazione di *Merluccius merluccius* (L.) (PISCES; OSTEICHTHYES) del Mar Tirreno Settentrionale. Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze del Mare – Ecologia Marina. Università di Pisa.

Sheaves, M., Baker, R., Johnston, R. 2006. Marine nurseries and effective juvenile habitats: an alternative view. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **318**: 303-306.

Shulman, G.E. 1974. *Life cycles of fish. Physiology and biochemistry*. New York, Hulsted Press, John Wiley and sons.

Shulman, G.E., Love, R. M. 1999. *The biochemical ecology of marine fishes*. Advances in Marine Ecology, 36. London, Academic Press.

Shulman, G.E., Nicolsky, V.N., Yuneva, T.V., Minyuk, G.S., Shchepkin, V.Y., Alla M. Shchepkin, A.M., Ivleva, E.V., Dobrovlov, I.S., Ferit, B., Kideys, A.E. 2005. Fat content in Black Sea sprat as an indicator of fish food supply and ecosystem condition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **293**: 201-212.

Simard, P., Castonguay, M., D'Amours, D., Magnan, P. 1992. Growth comparison between Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from the two spawning groups of the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**:2242-2248.

Snedecor, G.W., Cochran, W. G. 1956. Statistical methods applied to experiments in agriculture and biology. 5<sup>th</sup> ed. Ames, Iowa: Iowa State University Press.

Sogard, S.M., Olla, B.L. 2000. Endurance of simulated winter conditions by age-0 walleye pollock: effects of body size, water temperature and energy stores. *J. Fish. Biol.*, **56**:1-21.

Sparre, P., Ursin, E., Venema, S.C. 1989. Introduction to tropical fish stock assesment. Part 1 – Manual. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 306-1, pp. 337.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee For Fisheries) (2008). - Report of the SGMED-08-04, Working Group on the Mediterranean - Part IV (eds. M. Cardinale, H.J. Raetz and A. Cheilari). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, ISBN 978-92-79-10939-3, 529 pp.

STECF (Scientific, Technical and Economic Committee For Fisheries) (2011) - Report of the SGMED-10-03 Working Group on the Mediterranean Part II (eds. M. Cardinale, H.J. Raetz and A. Cheilari). Luxembourg: Publications Office of the European Union 2011 – 645 pp. – 21 x 29.7 cm EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424 ISBN 978-92-79-20182-0, doi: 10.2788/16368.

Ungaro, N., Rizzi, E., Marano, G. 1993. Note sulla biologia e pesca di *Merluccius merluccius* (L.) nell'Adriatico Pugliese. *Biol.Mar.*, suppl. al Notiziario S.I.B.M., **1**: 329-334.

Vallet, C., Dauvin, J.C. 2001. Biomass changes and benthic-pelagic transfers throughout the Benthic Boundary Layer in the English Channel. *J. Plankton Research*, **23**(9): 903-922.

Velasco, F., Olaso, I. 1998. European hake *Merluccius merluccius* (L., 1758) feeding in the Cantabrian Sea: seasonal, bathymetric and length variations. *Fish. Res.*, **38**: 33-44.

Viva, C., De Ranieri, S. 1994. Analisi dello sbarcato di *Merluccius merluccius* L. con reti da traino a Porto Santo Stefano (Gr, Italia). *Biol. Mar. Mediterr.*, **1** (Suppl.1): 321-322.

Whitehead, P.J., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, S., Tortonese, E. (eds), 1986. *Fishes of the North-Eastern Atlantic and Mediterranean*, UNESCO, Vol. II-III, pp. 963.

