



**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CAGLIARI**  
**FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE, FISICHE E NATURALI**

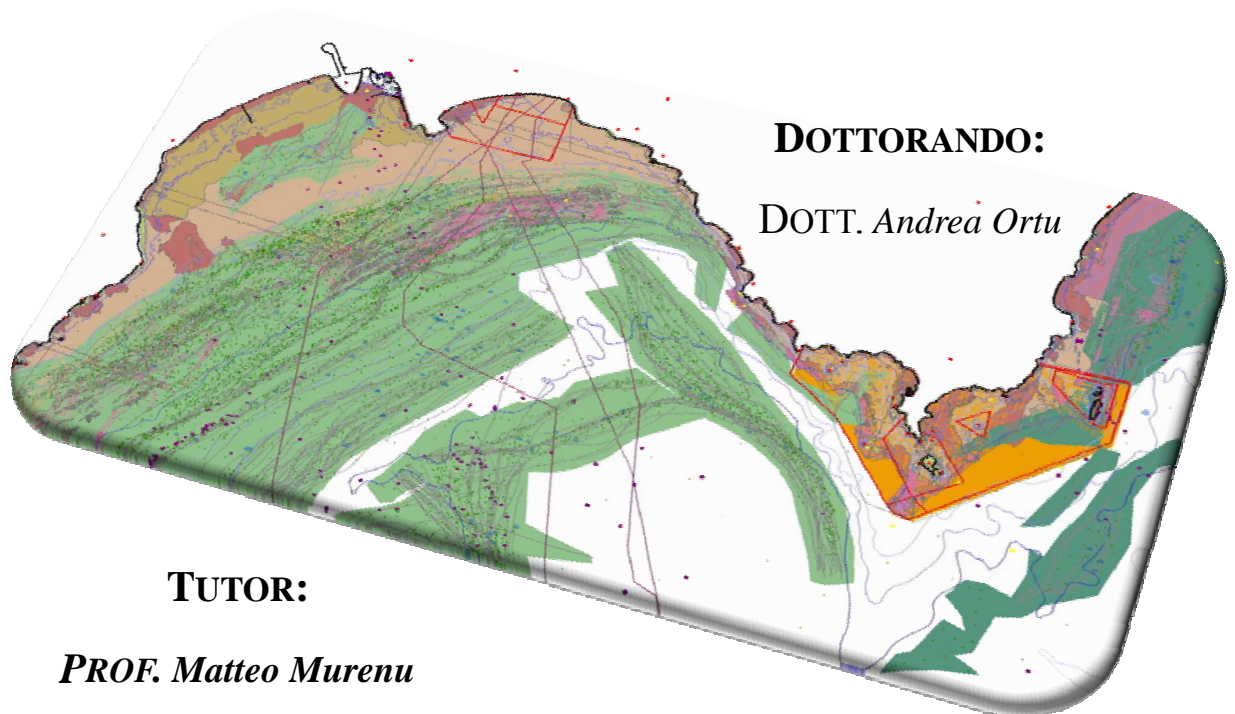
**DOTTORATO DI RICERCA**

**Biologia Animale, Molecolare e dell'Uomo**

**XX CICLO**

**Coordinatore: Prof. E. Sanna**

**UN SISTEMA GIS PER LO STUDIO DELLE RISORSE  
DEMERSALI: APPLICAZIONI E PROSPETTIVE  
GESTIONALI**



**DOTTORANDO:**

*DOTT. Andrea Ortu*

**TUTOR:**

*PROF. Matteo Murenu*

**ANNO ACCADEMICO 2004-2007**

## INDICI

### INDICE ANALITICO

INDICI.....	I
Indice Analitico .....	i
Indice delle Figure.....	iv
Indice delle Tabelle .....	viii
PRESENTAZIONE ED OBIETTIVI.....	1
Contesto generale .....	1
Contesto scientifico .....	2
Obiettivi e presentazione della tesi.....	3
CAPITOLO I – I SISTEMI INFORMATIVI GEOGRAFICI.....	6
La struttura di un GIS.....	9
Geoprocessing.....	12
Banca Dati.....	13
Realizzazione della Banca Dati.....	14
Il nostro modello logico.....	14
Messa a punto di strumenti <i>software</i> in ambiente GIS.....	14
Archiviazione, georeferenziazione e gestione degli archivi bibliografici.....	16
Feature dataset .....	17
CAPITOLO II – LA GEOSTATISTICA .....	19
La teoria.....	19
CAPITOLO III – LA CARTOGRAFIA DI BASE.....	26

Metodi e modelli di interpolazione di dati geografici .....	26
Caratteristiche principali dei fondi da pesca dei mari Sardi.....	28
CAPITOLO IV – LA PESCA .....	30
La Pesca in Mare .....	30
Sistemi e attrezzi da pesca .....	31
La pesca a strascico.....	33
La vigilanza sulla pesca.....	36
I distretti da pesca .....	37
Il naviglio.....	38
Il problema dei numeri.....	39
Il naviglio isolano nel panorama Italiano .....	41
La flotta da pesca sarda.....	43
CAPITOLO V – GIS E ATTIVITÀ DA PESCA .....	45
Il monitoraggio della flotta e i sistemi informativi.....	45
La flotta VMS .....	46
Tecniche di analisi spaziale su dati VMS .....	48
Analisi spaziale dello sforzo da pesca .....	58
Il modello per la stima dello sforzo da pesca e le catture in mare .....	62
Discussione .....	65
CAPITOLO VI – LE RISORSE DEMERSALI .....	68
L'importanza delle campagne demersali.....	68
Disegno di campionamento e raccolta dati.....	69
Le fasi di campionamento.....	72
La raccolta dei dati biologici .....	73

L'elaborazione dei dati .....	74
CAPITOLO VII – LE ASSOCIAZIONI DEMERSALI.....	79
La distribuzione dei popolamenti demersali: le Associazioni Ittiche .....	79
Discussione.....	87
CAPITOLO VIII – LA LOCALIZZAZIONE DELLE AREE DI <i>NURSERY</i> .....	88
L'identificazione della frazione giovanile.....	91
<i>Merluccius merluccius</i> come caso di studio.....	93
Criteri di selezione dei dati.....	97
<i>Occurence</i> .....	99
Numero minimo di cale .....	101
Percentili .....	103
Tecniche GIS per l'analisi di stabilità delle <i>nursery</i> .....	104
L'analisi variografica .....	107
Il merluzzo come caso di studio .....	107
I modelli di interpolazione taglia/profondità.....	119
Analisi di persistenza.....	122
CAPITOLO IX - CONCLUSIONI.....	125
BIBLIOGRAFIA.....	128
ALLEGATO I – CARTOGRAFIA ORDINARY KRIGING .....	1
ALLEGATO II – CARTOGRAFIA INDICATOR KRIGING .....	1
RINGRAZIAMENTI .....	1



## **INDICE DELLE FIGURE**

Figura 1 – Pubblicazioni GIS per anno (1984-1998).....	2
Figura 2 - Trend delle analisi (2001-2005) (da Booth 2004 modificato). ....	7
Figura 3 - Trend delle analisi (2007) (da Fisher 2007 modificato).....	8
Figura 4 – Elaborazione tridimensionale dei fondali del Golfo di Cagliari* (*premio speciale alla 10 <sup>a</sup> conferenza italiana esri) .....	28
Figura 5 - Peschereccio e rete in assetto da pesca.....	33
Figura 6 - Caratteristiche strutturali di una Rete a Strascico tradizionale .....	34
Figura 7 - Trasferimento del tiro dai cavi d'acciaio ai cavi misti (a) e manovre per salpare la rete (b).....	36
Figura 8 - Distretti da pesca e relativa localizzazione dei porti di attracco .....	38
Figura 9 - Capacità da pesca della flotta Sarda in rapporto a quella italiana: andamenti e variazioni % dei principali parametri strutturali (N,TSL, HP). .....	42
Figura 10 - Restituzione cartografica della distribuzione del naviglio nei porti isolani: Numero imbarcazioni (a) e ripartizione del numero (b) e del tonnellaggio di stazza lorda-TSL (c) tra le diverse tipologie (GS=grosso strascico; PS= piccolo strascico; PP= piccola pesca). .....	44
Figura 11 - Imbarcazioni monitorate col VMS nelle acque sarde nel periodo gennaio 2004 - marzo 2007.....	46
Figura 12 - Distribuzione dei dati VMS acquisiti nel Mediterraneo.....	48
Figura 13 - Numero medio (+SE) di barche monitorate nei mari sardi (04- 07).....	49
Figura 14 - Mappa delle rotte di navigazione costiera di alcune imbarcazioni .....	49
Figura 15 - Mappa delle rotte di navigazione costiera di alcune imbarcazioni .....	50
Figura 16 - Presenze mensili delle barche nei porti isolani. ....	50
Figura 17 - Presenze percentuali delle barche nei porti isolani .....	51

Figura 18 - Box-plot della distribuzione dei punti VMS (barche in pesca) acquisiti nei vari anni .....	52
Figura 19 - Distribuzione spaziale dei punti acquisiti con sistema VMS .....	52
Figura 20 - Grid e buffer dei punti VMS con velocità da pesca .....	53
Figura 21 - Visualizzazione (in celeste) di punti non coerenti con le attività di pesca.....	53
Figura 22 - Aree e banchi da pesca sfruttati dalla flotta a strascico isolana .....	55
Figura 23 – Valori % dell'estensione delle 12 aree da pesca isolate .....	55
Figura 24 - Attività di pesca settimanale nei mari isolani monitorata con il sistema VMS (gennaio 2004- marzo 2007).....	56
Figura 25 - Attività di pesca mensile nei mari isolani monitorata con il sistema VMS (gennaio 2004- marzo 2007).....	57
Figura 26 - Numero medio delle zone da pesca sfruttate dalle imbarcazioni isolate.....	59
Figura 27 - Numero medio dei banchi da pesca sfruttati dalle imbarcazioni isolate.....	60
Figura 28 - Ripartizione percentuale del numero di barche che mediamente operano nelle zone da pesca isolate .....	61
Figura 29 - Ripartizione percentuale dello sforzo annuale in termini di giornate totali per unità di superficie delle zone da pesca isolate .....	61
Figura 30 – <i>Flow chart</i> del modello GIS. In blu i dati di partenza, in giallo le tecniche di analisi, in verde i risultati ottenuti.....	63
Figura 31 – Carta dei rendimenti medi (dati sperimentali) e delle catture stimate sulla base dello sforzo delle imbarcazioni monitorate per <i>M.merluccius</i> .....	65
Figura 32 - Un esempio di imbarcazioni non sarde che effettuano la pesca Mediterranea.....	67
Figura 33 - Metodi teorici di campionamento.....	70
Figura 34 - Rappresentazione del disegno campionario .....	71

Figura 35 - Rappresentazione della stratificazione adottata per i campionamenti Rappresentazione delle cale effettuate nel decennio 1994-2003 .....	72
Figura 37 – Plot MDS delle analisi sull’intero set di dati di densità .....	81
Figura 38 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 0-100m in termini di biomassa .....	82
Figura 39 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 0-100m in termini di densità.....	82
Figura 40 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 100-200m in termini di biomassa .....	83
Figura 41 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 100-200m in termini di densità.....	83
Figura 42 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 200-350m in termini di biomassa .....	84
Figura 43 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 200-350m in termini di densità.....	84
Figura 44 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 350-500m in termini di biomassa .....	85
Figura 45 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 350-500m in termini di densità.....	85
Figura 46 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 500-800m in termini di biomassa .....	86
Figura 47 - Specie che caratterizzano l’associazione dello strato 500-800m in termini di densità.....	86
Figura 48 – Differenze nel profilo batimetrico dei versanti orientale e occidentale.....	98
Figura 49 – Distribuzioni dei valori di densità della frazione giovanile nei due <i>survey</i> (anni 1994-2006).....	101
Figura 50 - Tipici esempi di variogrammi sperimentali. Struttura spaziale evidente (a); e instabilità del variogramma (b) .....	109
Figura 51 - Variografia costa 3 GRUND (Ordinary Kriging) .....	112

Figura 52 - Variografia costa 3 MEDIT (Ordinary Kriging).....	113
Figura 53 - Variografia costa 3 GRUND (Indicator Kriging) .....	116
Figura 54 - Variografia costa 3 MEDIT (Indicator Kriging).....	117
Figura 55 - Tipico esempio di variogramma discendente (Costa 3, MEDIT 2003, OK).....	118
Figura 56 – Interpolazioni taglia/profondità nella campagna GRUND.....	120
Figura 57 – Interpolazioni taglia/profondità nella campagna MEDIT. ....	121
Figura 58 – Mappe di persistenza MEDIT.....	123
Figura 59 – Mappe di persistenza GRUND. ....	124

## INDICE DELLE TABELLE

Tab. 1 - Valori assoluti e percentuali delle superfici potenzialmente strascicabili.....	29
Tab. 2 – Elenco e porto di sede degli uffici della Guardia Costiera in Sardegna.....	40
Tab. 3 - Evoluzione dei parametri strutturali del naviglio sardo (Fonte: Mipaf-Irepa) .....	43
Tab. 4 - Medie, deviazioni standard e percentuali dei punti totali e dei punti in pesca per ciascun anno.....	51
Tab. 5 - Superfici totali, delle aree da pesca e relative estensioni percentuali .....	54
Tab. 6 - Valori di <i>cut-off</i> (cm) utilizzati per isolare in ogni singola cala dei diversi survey le reclute. (l'asterisco indica i casi in cui $CutOff=\bar{l}+2sd$ ).....	97
Tab. 7 – Post-stratificazione usata per la variografia e la localizzazione delle nursery .....	97
Tab. 8 – Statistiche descrittive dei due <i>survey</i> ; GRUND (AUT) e MEDIT (MED) .....	99
Tab. 9 - Numero di cale effettuate nei survey GRUND nelle 3 subaree (C1, C2, C3) sulla piattaforma (P) e sulla scarapata (S). In rosso i valori sotto la soglia di selezione. ....	101
Tab. 10 - Numero di cale effettuate nei survey MEDIT nelle 3 subaree (C1, C2, C3) sulla piattaforma (P) e sulla scarapata (S). In rosso i valori sotto la soglia di selezione. ....	102
Tab. 11 - Riepilogo dei risultati sui criteri di selezione del set di dati per le analisi spaziali (rosso=criteri non soddisfatti; verde=criteri soddisfatti).....	103
Tab. 13 - Risultati dell'analisi variografica (OK) sui dati GRUND della C3 .....	110
Tab. 14 - Risultati dell'analisi variografica (OK) sui dati MEDIT della C3 .....	111
Tab. 15 - Risultati dell'analisi variografica (IK) sui dati GRUND della C3 .....	114

Tab. 16 - Risultati dell'analisi variografica (IK) sui dati MEDIT della C3.....115

## **PRESENTAZIONE ED OBIETTIVI**

### **CONTESTO GENERALE**

Gli ecosistemi acquatici coprono la gran parte della superficie terrestre e sostengono la produzione della pesca e della acquacoltura. Secondo recenti dati riportati dall'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'Agricoltura (FAO) queste due attività raccolgono circa 20 milioni di tonnellate di prodotto e provvedono al mantenimento di oltre 140 milioni di persone nel mondo (FAO, 2005).

Tali ecosistemi soffrono inevitabilmente dell'impatto antropico procurato dall'attività di pesca (Christensen *et al.*, 2007), la quale implica la selettiva rimozione di una sostanziale parte della produzione dei mari per il sostentamento umano. Spesso l'opera indiscriminata dell'attività di pesca è tale da superare la capacità di rinnovo della risorsa ittica (*overfishing, overcapacity*) e richiede un intervento urgente e azioni correttive mirate alla riduzione dello sforzo e della pressione di pesca. Gli accordi internazionali sottolineano, da oltre dieci anni, la necessità di adottare un approccio ecosistemico di gestione (FAO: Code of Conduct for Responsible Fisheries, 1995) e puntano a conservare l'integrità degli ecosistemi marini e dei loro habitat per il beneficio delle generazioni attuali e future.

Anche per il Mediterraneo, tra le azioni prioritarie previste dalla Politica Comune della Pesca (PCP), notevole importanza è stata attribuita alla salvaguardia e al recupero delle risorse alieutiche. Sembra essere dunque necessaria la messa a punto di una procedura che, per integrare le necessità dello sviluppo e quelle della tutela dell'ambiente (in linea con i principi proposti nella Conferenza di Rio del 1992) permetta da una parte di generare e scambiare informazione, e dall'altra, di sviluppare "capacità di lettura del territorio" intese come capacità di interpretazione dei fenomeni naturali.

Per incrementare le conoscenze scientifiche, utili a definire i punti di riferimento per la gestione degli ecosistemi marini, e a garantire nel tempo l'accessibilità delle generazioni future alle risorse, si rende indispensabile stabilire livelli di impatto accettabili, sviluppare e migliorare le tecnologie disponibili (MIPAF, 2005).

Il grande sforzo richiesto per queste ricerche, sia in termini di risorse umane che economiche, ha contribuito allo sviluppo di nuove tecniche di indagine meno onerose e capaci di rivelare appieno le potenzialità dei dati raccolti. Nel quadro di queste innovative attività di ricerca è stato recentemente introdotto lo strumento GIS. Questa tecnologia utilizzata abitualmente in diverse discipline è sempre più impiegata nel campo della pesca, e come ausilio della ricerca sta diventando uno strumento decisionale imprescindibile per la gestione delle risorse e dell'ambiente

secondo i principi precauzionali dello sviluppo sostenibile (Simpson, 1992; Meaden, 1996).

### CONTESTO SCIENTIFICO

Una crescente consapevolezza dell'importanza della componente spaziale dei dati si è di fatto diffusa tra i ricercatori che operano nel settore della biologia della pesca (Nishida, 1991). La natura dei dati geografici li distingue da quelli di altro tipo, al punto che per essere trattati hanno bisogno di strumenti specifici, sistemi informativi (Longley *et al.*, 2001) che permettono di archiviare, analizzare e rappresentare correttamente gli attributi spaziali (Dueker, 1979, Smith *et al.*, 1987, Maguire, 1991).

Benché lo sviluppo dei primi sistemi informatici per la gestione di dati spaziali sia rimasto nell'ombra delle esperienze militari del secondo dopoguerra, i GIS sono stati utilizzati per la prima volta negli anni '60 in ambito terrestre, nel campo delle scienze minerarie e hanno avuto un notevole impulso negli anni '80 nel campo della pianificazione territoriale, dell'industria, dell'ingegneria (Marble, 1984; Smith, 1987). A questo periodo si riferiscono le prime applicazioni in campo marino (Caddy e Garcia, 1986) (Fig. 1).

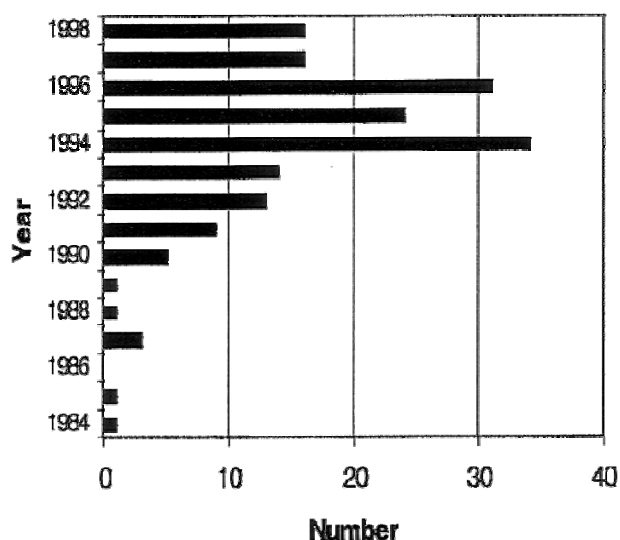


Figura 1 – Pubblicazioni GIS per anno (1984-1998).

Nell'ambito della biologia, gli applicativi GIS sono stati utilizzati prevalentemente per studiare l'habitat (Somers e Long, 1994) e la biodiversità dell'ambiente marino, per programmare e definire l'ubicazione di siti di acquacoltura (Meaden e Kapetsky, 1991), per costruire delle mappe sulla produttività marina (Caddy, 1995), per evidenziare l'impatto antropico sull'ambiente marino (Wood e Ferguson, 1995; Irwin e Noble, 1996). Negli anni



'90 sono state sviluppate le prime applicazioni nel campo della biologia della pesca per rappresentare la distribuzione dei popolamenti ittici di rilevanza commerciale in termini di abbondanze relative (Betrand *et al.*, 1999).

Tra i vari motivi del successo e dell'implementazione di questi sistemi, viene attribuita notevole importanza alle capacità di raccolta, analisi e visualizzazione delle informazioni di tipo qualitativo e quantitativo nell'ambito dello studio dei complessi ecosistemi acquatici e delle sue dinamiche Caddy e Garcia (1986), Meaden e Kapetsky (1991), Simpson (1992), Meaden and Do Chi (1996), Meaden (1996), Booth (1999).

Lo sviluppo dei Sistemi Informativi Geografici ha seguito di pari passo il progresso tecnologico informatico che oggi offre prodotti hardware e software sempre più potenti e affidabili e a costi accessibili.

Nella gran parte dei lavori pubblicati sino al 2000, i sistemi GIS impiegati nel trattamento dei dati alieutici è stato limitato ad un approccio descrittivo (Meaden, 2001). Nel corso dell'ultima decade, la ricerca nel campo delle applicazioni GIS è stata ulteriormente approfondita come evidenziato nel primo, secondo e terzo "*International Symposium on the use of GIS in Fisheries and Aquatic Sciences*" (Nishida *et al.*, 2001; Nishida *et al.*, 2004; Nishida *et al.*, 2007); nel progetto FAO COPEMED [<http://www.faocopemed.org/en/index.htm>], e in due eccellenti volumi (FAO, 1990 e Valavanis, 2002).

Secondo Fisher (2007), riducendo il campo della ricerca bibliografica alla sola voce "GIS+FISHERIES" e prendendo in considerazione solo gli ultimi cinque anni (2000-2005) emerge che, nel panorama internazionale, su 100 lavori pubblicati in 20 diverse riviste scientifiche del settore, gli studi evolvono verso il filone ecologico-ambientale. In particolare si sviluppano nuove tecniche d'analisi di tipo multiparametrico e geostatistico capaci di supportare la crescente esigenza di un approccio di tipo ecosistemico nello studio degli ambienti marini e nella gestione delle risorse alieutiche (Fisher, 2007).

## **OBIETTIVI E PRESENTAZIONE DELLA TESI**

In questa tesi abbiamo cercato di affrontare le problematiche legate alla progettazione e sviluppo di un sistema GIS in ambito marino. In particolare l'obiettivo finale dell'attività di ricerca che si intende presentare è la progettazione e la definizione di una metodologia debitamente standardizzata che, partendo da un approccio ecosistemico, sia in grado di fornire uno strumento di analisi **semplice**, **pratico** e **immediato**, capace di restituire gli elementi indispensabili alla definizione delle norme gestionali da adottare a livello locale nel settore del management delle risorse naturali e di quelle alieutiche, in modo particolare.

Come esplicheremo in seguito i tasselli che compongono il sistema sono di due tipologie: informazioni di base, non necessariamente di tipo biologico, e informazioni più specifiche riferite alla biologia delle specie demersali.

Le informazioni biologiche, di primaria importanza per il raggiungimento degli scopi preposti, sono state l'elemento che ci ha spinto a scegliere come caso di studio la realtà sarda. In Sardegna, infatti, il Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia di Cagliari presso il quale ho svolto la tesi, rappresenta da anni un importante centro di ricerca nel settore dell'alieutica. La mole dei dati "biologici" a disposizione, raccolti nell'ambito di oltre 15 anni di campagne oceanografiche, è stato lo spunto iniziale per cercare di valorizzare il patrimonio acquisito.

Tra gli altri obiettivi del presente lavoro, quindi, è incluso implicitamente quello di dare continuità allo sforzo attuato per monitorare lo stato delle risorse biologiche soggette a sforzo di pesca, migliorare la capacità di elaborazione dei dati e consentire sintesi di elevata qualità scientifica con cui supportare le decisioni su scala locale e posizioni corrette e difendibili nel dibattito europeo.

La ricerca sviluppata ha un carattere non strettamente di tipo biologico ma certamente affronta una tematica innovativa, ossia quella di progettare, con l'utilizzo di appositi modelli e di tecniche GIS, una metodologia da utilizzare per determinare, con criteri oggettivi e ripetibili, modalità ed aree di applicazione di misure gestionali localizzate per uno sfruttamento sostenibile delle risorse e la protezione degli habitat in cui viene svolta la pesca.

La ricaduta applicativa più importante dell'adozione della metodologia sviluppata sarà quella di identificare lungo le coste isolane le "Aree Critiche", aree cioè in cui le risorse biologiche in senso ampio hanno una diversa sensibilità nei confronti delle attività di pesca.

Il modello sperimentale, costruito su scala regionale, è stato testato in modo approfondito in una zona costiera della Sardegna e prendendo come riferimento una risorsa importante per la pesca locale: il merluzzo.

Va inteso come un progetto pilota il cui utente finale sarà l'Amministrazione Locale.

Progetto pilota perchè cerca di definire per la prima volta i protocolli necessari per strutturare un sistema GIS così ambizioso. Una volta implementato, il sistema potrà essere utilizzato direttamente per individuare, ad esempio, modalità, tempi ed aree di riposo biologico finalizzate alla ricostituzione della risorsa ittica secondo criteri oggettivi che consentono di valutare la variazione temporale di alcuni parametri strettamente correlati (ad esempio lo sforzo e le modalità di pesca esercitate nella zona considerata).

Da un punto di vista strettamente biologico, il risvolto più importante di questo lavoro rappresenta un altro obiettivo della tesi: studiare la distribuzione spaziale delle risorse demersali utilizzando i dati provenienti da campagne sperimentali di pesca attraverso l'applicazione di metodologie di analisi geostatistica.

Infine, poiché i sistemi GIS possono essere intesi come dei sistemi informativi modulari, la creazione e definizione dei vari livelli informativi comportano lo sviluppo di tematiche specifiche. Per questo motivo l'organizzazione della discussione è stata strutturata in vari capitoli, ognuno dei quali da conto delle problematiche affrontate e dei risultati raggiunti.

Nel capitolo delle conclusioni si cercherà di legare logicamente i diversi argomenti affrontati e completare il quadro dei risultati offrendone una sintesi d'insieme.

Lo studio è stato quindi sviluppato operando contemporaneamente, su due livelli d'indagine diversi:

- a) quello di raccolta, organizzazione e digitalizzazione delle informazioni generali
- b) quello di sviluppo della parte sperimentale necessaria per strutturare il Sistema Geografico Informativo.

## **CAPITOLO I – I SISTEMI INFORMATIVI GEOGRAFICI**

I Sistemi Informativi Geografici si basano fondamentalmente su una banca dati iniziale definita come una collezione non ridondante di dati organizzati digitali, tale da poter essere aggiornata, integrata, ricercata, condivisa per vari utilizzi (Malczewski, 1999). I GIS sono dotati, in generale, di cinque classi di funzionalità che operano sui dati (Malczewski, 1999): input, gestione e memorizzazione, analisi ed elaborazione dati, out-put e infine interfaccia utente. Grazie a questi sistemi è possibile produrre non solo carte tematiche ma anche elaborazioni, animazioni e altri prodotti cartografici complessi capaci di sintetizzare una notevole quantità di informazioni potendo legare operazioni su banche dati e all'analisi geografica tramite cartografie.

I Sistemi Informativi Geografici (GIS), rappresentano una componente importante della ricerca applicata e della gestione della pesca proprio in virtù della loro capacità di analisi spaziale e supporto nei processi decisionali.

Nati originariamente in ambito terrestre i GIS negli ultimi decenni si sono evoluti anche verso gli ambienti marini, interessando via via i diversi settori specifici di indagine (risorse sotterranee marine, morfologia marina, etc.).

Meaden (2001) fa risalire la prima pubblicazione GIS sul tema della pesca ai due autori Caddy e Garcia (1986) i quali, per la prima volta, mediante l'analisi di dati telerilevati hanno affrontato l'argomento della mappatura tematica e della visualizzazione dei dati della pesca nell'ambito della gestione degli stock ittici. A questo primo lavoro, negli anni '90, ha fatto eco un aumento considerevole del numero di pubblicazioni sull'argomento (Meaden, 2001). Le più significative raccolte di applicazioni GIS sui temi legati alla pesca includono: reports sull'allevamento e l'acquacoltura (Meaden e Kapetsky, 1991) e sulla pesca in mare (Simpson, 1992; Meaden e Chi, 1996); gli atti dei tre simposi internazionali sul GIS per la pesca (Nishida *et al.*, 2001; Nishida, Kailola e Hollingworth, 2004, 2007); testi sull'oceanografia e la pesca (Valavanis, 2002; Wright e Sholz, 2005) e la pesca in ambienti marini e d'acqua dolce (Fisher e Rahel, 2004a). I lavori contenuti in questi volumi costituiscono in blocco la base di valutazione delle applicazioni GIS e dell'analisi spaziale nell'ambito della pesca.

Nishida e Booth (2001) hanno analizzato le diverse metodologie impiegate nelle analisi spaziali GIS e nel loro recente lavoro ne hanno presentato una sintesi attraverso un modello concettuale (Fig. 2). Il modello, originariamente proposto da Nishida e Booth (2001) e successivamente riveduto da Booth (2004), utilizza la figura di un triangolo per definire le relative proporzioni delle analisi sia quantitative che qualitative utilizzate nei GIS sviluppati più di recente. Il triangolo è suddiviso in quattro porzioni, due dei quali riportano le analisi qualitative (a singolo

parametro e a parametro multiplo) e i due tipi di analisi quantitativa (non statistica e statistica). La porzione alla base del triangolo (la più ampia) coincide con l'analisi a singolo parametro (analisi qualitativa) che tipicamente viene adoperata mappare e visualizzare i dati della pesca. La porzione superiore del triangolo è associata alle analisi multiparametriche, analisi qualitative che spesso utilizzano le funzioni di *overlay* (sovrapposizione GIS) e altre operazioni per studi nell'ambito dell'ecologia e degli ecosistemi. Le analisi quantitative di tipo non statistico, che includono le analisi numeriche GIS per la definizione degli stock e della loro abbondanza, rappresentano la porzione più ampia dell'area attribuita alle analisi quantitative. Le analisi quantitative di tipo statistico, nelle quali è incluso l'utilizzo delle statistiche spaziali per il *forecasting*, sono rappresentate nella ultima porzione della figura. Nishida e Booth (2001) sottolineano che proprio in quest'area sono prospettati i più importanti cambiamenti nel futuro delle applicazioni GIS alla pesca.

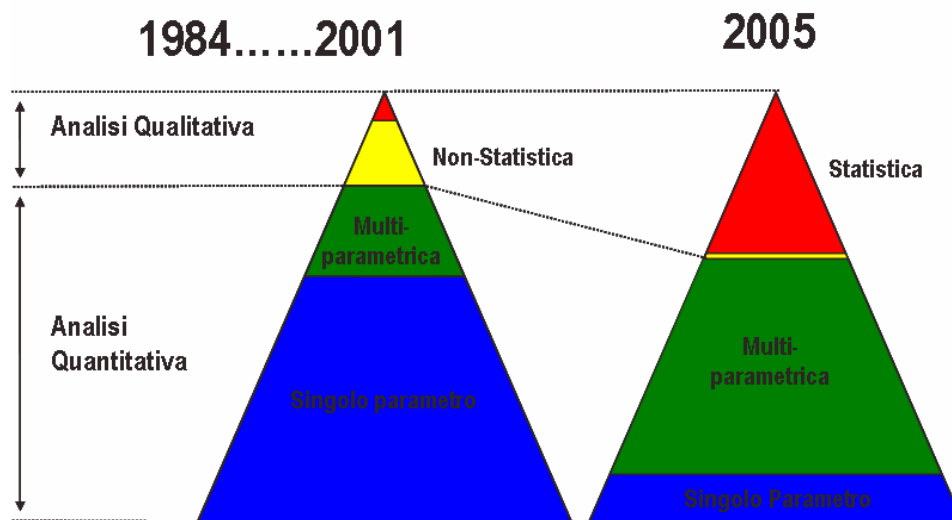


Figura 2 - Trend delle analisi (2001-2005) (da Booth 2004 modificato).

Fisher (2004) ha proposto un altro modello concettuale per rappresentare l'evoluzione e le tendenze degli applicativi GIS. Si basa su uno schema proposto nel modello di gestione della pesca di Nielsen (1999) il quale a sua volta tiene conto di diverse discipline tra cui la biologia, l'ingegneria, la sociologia, l'economia e la politica. Il modello di Fisher (2004) rappresenta i GIS mediante tre cerchi della stessa area e parzialmente sovrapposti che riportano le componenti essenziali della pesca: organismi, habitat e l'uomo. Il modello GIS può essere visto come la relazione tra mappe e informazioni sulla distribuzione delle specie, degli ambienti acquatici e dello sforzo di pesca. La caratterizzazione del GIS si ottiene attraverso il grado di intersezione di queste tre componenti in relazione ai tre fattori. La sovrapposizione è di fatto anche un'operazione fondamentale nei sistemi GIS in quanto necessaria alla comprensione delle relazioni spaziali tra fattori multipli geografici.

Da una recentissima revisione di Fischer (2007) emerge che gran parte della analisi di tipo qualitativo utilizzano maggiormente parametri multipli e un sostanziale numero di pubblicazioni riporta i risultati di analisi quantitative, in particolare analisi statistiche di tipo spaziale (Fig. 3). La valutazione delle recenti applicazioni GIS sulla base del modello concettuale proposto da Fisher (2004) evidenzia come l'analisi della distribuzione degli organismi e delle condizioni degli habitat sono in egual misura ampiamente inclusi nei lavori esaminati.

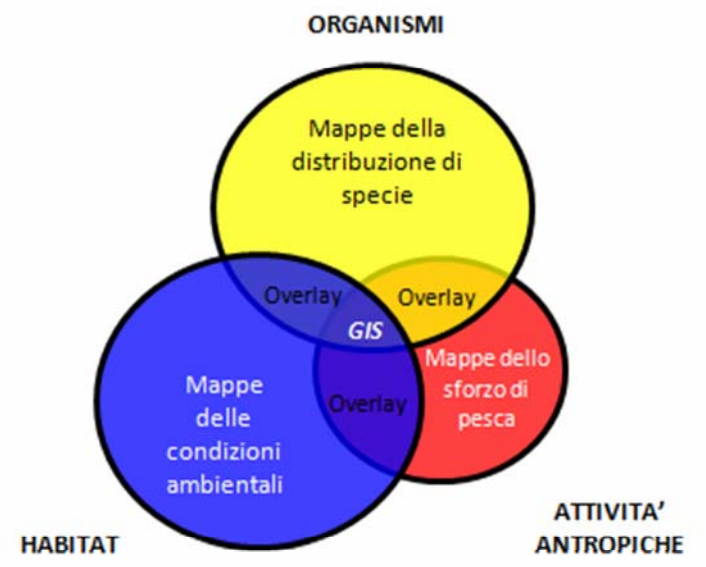


Figura 3 - Trend delle analisi (2007) (da Fisher 2007 modificato).

La distribuzione delle informazioni GIS attraverso Internet e l'acquisizione dei dati ambientali telerilevati in rete, potrebbe in un futuro non distante, aumentare notevolmente. Holland (2005) ha recentemente presentato un interessante resoconto storico ed evolutivo dei GIS basato sui diversi approcci seguiti negli anni '60, '70, '80, per concludere con gli ultimi sviluppi del nuovo millennio basati sulle reti, ultima quella wireless.

Alcuni validi esempi di sistemi informativi in rete sono offerti da FishBase ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)), un sistema globale tematico sui pesci; AquaGIS ([www.aquagis.com](http://www.aquagis.com)) un sistema informativo sull'acquacoltura sviluppato dalle province canadesi di Terranova e del Labrador; ReefBase ([www.reefbase.org](http://www.reefbase.org)) un sistema informativo che raccoglie informazioni sulla barriera corallina. L'ipotesi di Goodchild (1998) che sosteneva come futura evoluzione dei GIS l'estensione su sfere che abbracciano vari aspetti della vita quotidiana delle persone è confermata da questi esempi.

In maniera del tutto simile è accaduto alla comunità scientifica nell'ambito della pesca. Come pronosticato da Fisher (2004), la gestione futura delle risorse della pesca in ambienti marini e d'acqua dolce richiederà per ovvi motivi l'aggiornamento delle informazioni geospaziali e delle tecnologie GIS che saranno accessibili ad una più vasta utenza.

## LA STRUTTURA DI UN GIS

La geografia fornisce un importante contesto ed un linguaggio appropriato per l'organizzazione e la comunicazione di numerosi concetti chiave. Il sapere è condiviso su più livelli attraverso molte forme astratte e i tentativi per articolare e spiegare l'esperienza e la comprensione umana utilizzano appunto queste astrazioni. La scrittura, il linguaggio, la matematica e la statistica, la musica e l'arte, il disegno, le immagini e le mappe vengono utilizzati per registrare e comunicare il sapere da una generazione all'altra.

I sistemi digitali attraverso la rete permettono una più veloce acquisizione del sapere e favoriscono la condivisione del *know how* tra un numero molto maggiore di soggetti. Lo dimostra il trend in forte aumento registrato ultimamente per quanto riguarda i Wiki e gli open source. Dal canto loro i GIS costituiscono uno strumento relativamente recente per la raccolta e la migliore diffusione del sapere geografico.

I GIS, sono in grado di astrarre l'informazione geografica in elementi di base:

- Dataset (insiemi di informazioni geografiche) e modelli di dati
- Mappe
- Modelli di *geoprocessing* (elaborazione dell'informazione geografica) e script
- Metodi e flussi di lavoro GIS
- Metadati

Questi cinque insiemi di informazioni rappresentano gli elementi primari dell'informazione geografica.

Attualmente tra tutte le tecnologie dell'informazione i GIS vengono considerati come uno degli strumenti più potenti perché permettono di integrare la conoscenza da sorgenti multiple, favorendo nel contempo un ambiente trasversale di collaborazione. I GIS, inoltre, sono strumenti intuitivi e cognitivi che combinano il potente ambiente di visualizzazione che li caratterizza, la struttura analitica e quella di modellazione. Queste proprietà caratterizzanti hanno le proprie radici nelle

scienze della geografia. Il risultato è una tecnologia fondata su elementi scientifici con caratteristiche peculiari che la rendono affidabile e facilmente trasmissibile.

Esistono tre diverse modalità di approccio a un GIS:

1. L'approccio *geodatabase*: un GIS è strutturato su un database spaziale, ossia un database contenente dataset che rappresentano l'informazione geografica in termini di modello di dati generico, e consente la gestione di elementi vettoriali (*feature*), immagini raster, attributi, topologie, reti e così via
2. L'approccio *geovisualizzazione*: un GIS consente di costruire rappresentazioni geografiche complete e complesse (mappe) in cui vengono visualizzati gli elementi geografici (*feature*) e le loro relazioni spaziali con la superficie terrestre. Si possono costruire viste sul sistema informativo sottostante che sono utilizzate come finestre sul database sottostante, attraverso interrogazioni, analisi ed editing dell'informazione geografica. Ogni GIS ha un insieme di applicazioni cartografiche bidimensionali (2D) e tridimensionali (3D) che forniscono gli strumenti per potere interagire con l'informazione geografica utilizzando questi differenti approcci.
3. L'approccio *geoprocessing*: un GIS è anche un insieme di strumenti operativi per l'analisi geografica e l'elaborazione dell'informazione. Le funzioni di *geoprocessing*, a partire da *dataset* geografici esistenti, consentono di applicare funzioni analitiche specifiche e archiviare i risultati in nuovi dataset. Il *geoprocessing* permette di programmare le attività e di automatizzare i flussi di lavoro attraverso l'assemblaggio di sequenze ordinate di operazioni. Questi tre differenti approcci costituiscono i fondamenti per un GIS funzionale e sono presenti, con modalità d'uso diverse, in tutte le applicazioni a carattere geografico.

Ragionando da geografo tutte le entità elementari hanno in comune la prerogativa spaziale e alcune proprietà definite come attributi alfanumerici. Gli attributi sono generalmente descrizioni o misure riportate in forma tabellare. Il link tra la caratteristica geografica dell'elemento o del fenomeno con i suoi attributi rende possibile la produzione di mappe tematiche, la formulazione di *queries* (domande e selezioni dati) spaziali complesse, e procedure di analisi spaziali che tengono conto delle relazioni esistenti tra gli elementi che popolano il modello.

Esiste una varietà di modelli attraverso cui rappresentare le entità geografiche. Due in particolare sono i più utilizzati e per questo risultano anche i più comuni:

- a) il primo rappresenta le entità come forme geometriche (classe di oggetti);
- b) l'altro rappresenta queste come valori cella (*raster*).



Una tipica rappresentazione delle classi oggetto è costituita da punti, linee, e poligoni che possono riprodurre entità elementari quali, nel caso del settore della pesca, i punti cala o punti nave delle imbarcazioni in attività, la linea di costa e le fasce batimetriche e infine la superficie delle aree da pesca. Questo approccio considera gli elementi spaziali elementari come oggetti discreti sulla superficie terrestre, e la loro rappresentazione è riferita a dati di tipo vettoriale. Al contrario, i modelli *raster* rappresentano gli elementi geografici attraverso la scomposizione della superficie terrestre in celle discrete di forma rettangolare o quadrata, sovrapposte ad una griglia. A ciascuna cella è associato un *digital number* ossia la misura del fenomeno osservato in quella precisa porzione di territorio secondo la scala adottata. I valori cella possono derivare sia da misure dirette del fenomeno che da successive elaborazioni ottenute sulla base di algoritmi specifici. La struttura *raster* è comunemente impiegata per rappresentare dati che derivano da misure su una scala numerica continua, quali ad esempio coperture del suolo, modelli digitali del terreno, foto e dati satellitari. Gran parte degli elementi geografici possono essere rappresentati utilizzando entrambi gli approcci o, a seconda del tipo di analisi prescelta, esclusivamente quello più appropriato. Gli elementi simili, che hanno cioè una identica rappresentazione nello spazio, sono generalmente raggruppati in singoli *dataset*. Ciascuno di essi è costituito da una raccolta di elementi geografici omogenei associati ad un singolo strato informativo (*layer*).

I sistemi GIS più moderni sono strutturati sulla base di un geodatabase (o più geodatabase), ossia una banca dati geografica che raccoglie i *datasets* spaziali, tabelle correlate, altri file e documenti (mappe, strati informativi, etc.) che vengono salvati nell'area di lavoro.

La struttura del *geodatabase* e la sua progettazione riflettono l'idea e la finalità del progetto per il quale viene sviluppato il GIS. Tali sistemi raccolgono, inoltre, un vasto numero di strumenti per le operazioni di analisi di dati vettoriali e raster. In particolar modo gli strumenti GIS permettono di applicare diversi operatori computazionali ai singoli elementi dei vari *dataset* che costituiscono la banca dati, per generare ulteriori strati informativi intermedi a supporto dell'elaborazione della mappa tematica finale:

- Analisi delle tabelle
- Estrazione dati
- Analisi di sovrapposizione (*overlay*)
- Analisi della distanza
- Creazione e analisi di superfici
- Analisi statistica

Spesso risulta necessario combinare differenti tipi di analisi per produrne di più complesse, migliorando la qualità del modello. I modelli e gli *script* spesso vengono impiegati per automatizzare il processo di analisi; inoltre, rappresentano una buona soluzione per documentare, salvare e distribuire i metodi utilizzati (*geoprocessing*).

Le mappe elaborate sintetizzano le informazioni utili nei processi decisionali e mostrano sostanzialmente la distribuzione di un indice come risultato dell'applicazione di un modello basato su una o più variabili distribuite nell'area di indagine.

I modelli possono aiutare a comprendere, descrivere o predire gli eventi che si verificano nel mondo reale ma spesso la disponibilità dei dati è il vero limite che emerge nelle fasi di progettazione di un modello adeguato (Stoms *et al.*, 1992; Corsi *et al.*, 1999).

Una delle virtù più apprezzate dei modelli è quella che permette di ritagliare da un oggetto o processo, gli aspetti che sono essenziali ai fini per il quale è concepito (nel nostro caso la gestione della pesca), eliminando quei fattori che non alterano il suo comportamento.

Alcuni processi sono semplici, altri si presentano più complessi; ma la complessità di un modello e la sua attinenza alla realtà che descrive, possono derivare dalla combinazione logica di modelli multipli più semplici.

## **Geoprocessing**

È l'esecuzione metodica di una sequenza di operazioni effettuate su dati geografici finalizzata alla creazione di nuovi strati informativi ed il processo eseguito può anche essere di tipo *routinario* (ad esempio la conversione di più file da un formato a un altro). Lo scopo fondamentale del *geoprocessing* è quello di automatizzare le operazioni GIS. Quasi tutti gli utilizzi dei GIS includono infatti delle attività che sono ripetitive e necessitano di metodi di automazione e di procedure che coinvolgono più operazioni in più fasi che siano rieseguibili e possibilmente condivise. Esistono per questa ragione una serie di strumenti per utilizzare ed elaborare le informazioni geografiche che possono essere impiegati per interagire con tutti gli oggetti di un GIS, dai *dataset* ai campi delle tabelle di attributi e così via. È possibile costruire questi processi utilizzando differenti applicazioni e componendo degli *script* (serie di comandi in codice) utilizzando diversi linguaggi informatici (Python®, VbScript™ e JavaScript®). Il *geoprocessing*, inoltre, è una struttura chiave per l'analisi geografica e per la realizzazione di modelli applicativi complessi.

## Banca Dati

La gestione dei dati di natura geografica tramite GIS presenta molte caratteristiche e concetti in comune con le tecnologie dell'informazione. I dati di un GIS, infatti, possono essere gestiti in un database relazionale proprio come altre informazioni digitali generiche. Pertanto, al pari di quanto accade nei tradizionali *Data Base Management Systems* (DBMS), l'accesso ai dati georiferiti è consentito mediante potenti strumenti di interrogazione relazionale.

Pur essendo in grado di gestire i continui cambiamenti e aggiornamenti che avvengono nei database geografici, i GIS si differenziano da questi ultimi alcune caratteristiche fondamentali:

- a) il volume dei dati; in un GIS può essere ragguardevole sia per quanto concerne il numero di file, sia per le dimensione degli oggetti geografici
- b) le *queries* o interrogazioni; un database tradizionale restituisce poche righe di una tabella come risultato. il disegno di una mappa in un GIS corrisponde a un'interrogazione complessa sul *geodatabase* che restituisce centinaia, addirittura migliaia, di oggetti geografici (sono operazioni che richiede notevoli risorse da un punto vista computazionale)
- c) i dati; nei GIS sono implementate relazioni e strutture complesse, quali i modelli digitali del terreno e la topologia
- d) creazione ed *editing* di dati; nei GIS sono presenti applicazioni in grado di offrire un insieme completo e complesso di funzionalità a livello di modifica dell'informazione
- e) l'integrità e i vincoli dei dati geografici; sono necessarie regole e funzioni specifiche per definire le relazioni tra dati spaziali

Per tutti questi motivi la compilazione dei *database* geografici è molto impegnativa, lunga e richiede specifiche competenze tecniche. Data la difficoltà spesso capita che utenti diversi condividano le informazioni per ottenere reciprocamente i benefici dell'implementazione della banca dati.

Nelle fasi di sviluppo di un Sistema Informativo Geografico si lavora simultaneamente con più formati e strutture di dati, modelli, mappe, globi (rappresentazioni in 3D), livelli informativi e rapporti. Molti tra questi prodotti sono condivisi e riutilizzati all'interno del sistema stesso, mentre pochi sono quelli che vengono archiviati definitivamente.

La realizzazione di modelli di gestione dati impone necessariamente la raccolta di un patrimonio informativo di notevole valore. Il significativo numero di variabili presenti nelle rilevazioni effettuate o acquisite indirettamente da fonti

diverse, nonché l'elevato numero di modalità associate ad alcune di esse, conferiscono ai dati un carattere di spiccata multidimensionalità.

## **REALIZZAZIONE DELLA BANCA DATI**

### **Il nostro modello logico**

In una prima fase preliminare sono state definite le procedure automatizzate per la creazione della struttura fisica della banca dati e per l'acquisizione digitale (archiviazione, gestione, analisi dei dati) disaggregando al massimo le informazioni di base in modo da favorire:

- la velocità di ricerca
- la riduzione del volume dei dati
- l'eliminazione dei dati ridondanti
- il controllo e la validazione
- la consistenza dei dati

La fase di raccolta dati è stata strutturata in modo tale da garantire la suddivisione delle acquisizioni in 3 unità logiche di riferimento:

- dati BIOLOGICI
- dati di PRODUZIONE
- dati di FLOTTA

### **Messa a punto di strumenti *software* in ambiente GIS**

Per gradi, la sua realizzazione è avvenuta attraverso una prima fase di progettazione in cui, tenendo conto degli obiettivi del progetto, si è costruito il modello concettuale successivamente tradotto in schema logico attraverso il *software* Microsoft VISIO. Lo schema del database, trasferito in diagramma UML (Unified Modeling Language), è stato importato per generare il *geodatabase* conforme alla struttura definita in fase progettuale.

Per sviluppare correttamente l'idea del sistema di archiviazione si è tenuto conto di alcune esigenze cartografiche imprescindibili e di alcune problematiche che lavorando in ambito marino si pongono frequentemente:

- scelta di una scala comune come richiesto dagli standard ISO

- formulazione di regole di conversione finalizza alla conservazione del patrimonio di informazioni raccolto fino ad oggi e alla eventuale riconversione dei dati
- compatibilità del sistema di archiviazione con gli standard utilizzati dal Servizio Informativo e Cartografico Regionale
- definizione degli elementi necessari alla comprensione della natura geomorfologica dei fondali
- definizione di criteri di rilevamento e di rappresentazione cartografica unitari e omogenei che, pur validi per l'intero territorio regionale, risultino sufficientemente elastici da consentire il rispetto di specifiche situazioni dei mari isolani
- realizzazione di una cartografia di base
- univocità degli elementi informativi per l'archiviazione delle informazioni nella banca dati

In termini tecnici, quindi, sono stati identificati i diversi *Feature dataset*, le *Feature Class* contenute in ciascuno di essi e gli altri raggruppamenti di dati presi in considerazione.

Il sistema di riferimento spaziale che abbiamo utilizzato per strutturare i *Feature dataset* è il WGS84, sistema di riferimento geografico attualmente più utilizzato negli applicativi GIS. Tutti i *Feature dataset* condividono lo stesso sistema di riferimento spaziale e, singolarmente, rappresentano una raccolta di dati spaziali che contengono dati caratterizzati da forti similitudini tematiche. Sono strutture di livello gerarchico superiore, che accolgono insiemi di *Feature Class* collegate tra loro, cioè classi di oggetti (simili per ogni feature) che permettono di rappresentare gli oggetti del mondo reale (batimetriche, porti, etc.) nei loro attributi geometrici, spaziali, descrittivi e funzionali. La rappresentazione è possibile perché ogni singolo oggetto (*feature*) segue le fondamentali regole dei modelli relazionali, cioè memorizzato (in termini di informazioni spaziali e un determinato insieme di attributi) in una riga di una tabella all'interno di un DBMS. Nei GDB i dati quindi vengono relazionati non solo in funzione dei loro attributi registrati in una riga della tabella ma anche in funzione dei riferimenti spaziali. Il vantaggio di gestire i dati in un GDB rispetto alla loro memorizzazione nel formato *shapefile* (formato standard di scambio di dati geografici) è relativo alla possibilità di applicare regole topologiche, immagazzinare, gestire *Feature Class* da un RDBMS. La *feature class* (e quindi il GDB) rappresenta quindi il modo "più evoluto" e corretto di archiviare uno strato informativo. Al contrario gli *shapefiles* rappresentano il formato di interscambio di singoli dati fra diversi utenti.

Naturalmente per poter realizzare uno strumento in grado di procedere alla integrazione dei dati in modalità grafica così da permettere l'analisi ed il controllo

del settore pesca è necessario riferire tutte le informazioni utili al territorio. La georeferenziazione dei dati, insieme con la progettazione del GDB, è alla base del processo di “relazione” che permette di restituire tematismi *ad hoc* in formato grafico vettoriale o *raster*.

I *Feature dataset* individuati sono 4:

- I. Basi Cartografiche, contiene i *layer* informativi con le basi cartografiche (Batimetria, linea di costa, Regione, Province, etc.);
- II. Basi Bibliografiche, contiene i livelli cartografici di base rilevati in bibliografia e attinenti alle aree marine (Carte Biocenotiche, Carte Geomorfologiche, etc.);
- III. Dati Amministrativi, contiene tutti i *layer* a cui i dati della pesca si riferiscono dal punto di vista spaziale (GSA, Porti, Uffici Marittimi, Acque Territoriali, Compartimenti Marittimi, etc.);
- IV. Vincoli (AMP, ZTB, Parchi Nazionali, etc.).

Oltre a questi *dataset*, sono state implementate una varie *features (tables)* eterogenee da un punto di vista topologico che integrano il GDB (Dati Biologici, Dati Pescato, Flotta, etc.)

### **Archiviazione, georeferenziazione e gestione degli archivi bibliografici**

L'analisi del materiale bibliografico ha riguardato la documentazione tecnico-scientifica in cui sono contenute le principali norme di riferimento a livello comunitario, nazionale e regionale e le pubblicazioni realizzate negli ultimi anni sui temi descritti. Malgrado la frammentarietà ed l'eterogeneità il materiale raccolto è stato catalogato in formato digitale e archiviato in forma tabellare aggiungendo, laddove le informazioni si riferivano a particolari aree della Sardegna, il link spaziale e, quindi, la relazione con gli altri livelli informativi.

Per quanto riguarda le carte biocenotiche e le carte tematiche riferite alle risorse biologiche rilevate in bibliografia, si è proceduto alla loro acquisizione e scansione nel formato digitale che ha consentito, successivamente, la georeferenziazione delle informazioni.

La cartografia digitale prodotta è stata restituita nel sistema WGS84 – UTM tenendo conto degli standard di trasformazione definiti dall'ISO (*International Organization for Standardization*), richiesti per le trasformazioni, dai rispettivi sistemi di riferimento (Roma 1940 – Gauss-Boaga e ED50 – UTM), dei dati di origine (Baiocchi *et al.*, 2002). In particolare i *layer* acquisiti sono stati elaborati e uniformati utilizzando il seguente sistema di riferimento spaziale:

Denominazione del sistema:

Universal Transverse Mercator zona 32N

#### Rappresentazione cartografica

Proiezione:	Transverse Mercator
Falsa origine per la coordinate EST:	500000,000000
Falsa origine per la coordinate NORD:	0,000000
Meridiano centrale del fuso:	9,000000
Fattore di scala:	0,999600
Latitudine di origine:	0,000000
Coordinate geografiche del sistema	GCS_WGS_1984
Datum:	D_WGS_1984
Prime Meridian:	0

Le carte georeferenziate costituiscono parte integrante del GIS.

#### Feature dataset

Partendo dal modello logico sono stati definiti i domini per le feature classe dei diversi dataset, che risultano organizzati nelle seguenti classi o features:

#### Base Cartografica

Questo *feature dataset* contiene i *layer* geografici disponibili che costituiscono la base cartografica del Sistema informativo:

- Bacino del Mediterraneo
- Batimetria
- Regione
- Province Amministrative
- Dati amministrativi

Contiene inoltre i *layer* informativi a cui, in qualche modo, sono riferiti dal punto di vista spaziale i dati delle risorse demersali:

- GSA (*Geographical Sub Areas*)
- Porti Marittimi
- Uffici Marittimi
- Limite Acque Territoriali
- Compartimenti Marittimi
- Distretti Marittime
- Aree Protette

Nel modello logico sono stati individuati anche alcuni *package*, ovvero dei raggruppamenti di elementi omogenei dal punto di vista logico o concettuale. Non

condividono caratteristiche spaziali, ma sono contenitori utili ad organizzare meglio i dati nel modello e quindi nel disegno del Geodatabase. Di seguito si descrivono i vari *package* individuati.

### **Dati Biologici**

I dati biologici sono suddivisi in 3 gruppi: dati di cala, di composizione e abbondanza delle catture provenienti dalle campagne annuali di campionamento, e dati biologici relativi a particolari specie di interesse biologico (specie *target*).

- dati di cala: *feature dataset* relativo al campionamento biologico, contiene informazioni sul progetto e sulla campagna di pesca, sulla localizzazione geografica delle cale realizzate (stazioni), la data e altre informazioni relative agli strumenti da pesca e ai mezzi impiegati;
- dati del pescato: dati relativi al pescato delle singole stazioni. Per ciascuna specie catturata nelle singole cale sono riportati i quantitativi pescati e gli indici di biomassa e densità;
- dati biologici: dati delle specie sottoposte all'analisi della distribuzione spaziale (nel nostro caso la specie è il merluzzo);
- dati di taglia: composizione per taglia, sesso e classi di età delle specie bersaglio.

### **Dati di Blue box**

Un contributo fondamentale al lavoro di definizione degli approcci metodologici per le analisi statistiche è stato dato dall'analisi dei dati VMS (*Vessel Monitoring System*) acquisiti da apparecchi *Bluebox*, che come verrà illustrato più avanti, sono stati utilizzati in particolare per la costruzione di elementi poligonali a cui associare i dati GIS. Tale risultato ha permesso di analizzare i dati in nostro possesso su scala locale secondo un dettaglio superiore a quello definito dalle GSA-FAO.



## CAPITOLO II – LA GEOSTATISTICA

### LA TEORIA

Questo capitolo intende fornire una breve introduzione ai principali aspetti pratici e alcune considerazioni generali sulla geostatistica. Un'estesa descrizione delle basi matematiche delle tecniche geostatistiche può essere invece consultata in Matheron (1965, 1967), Cressie (1991), Rivoirard *et al.* (2000) e Webster & Oliver (2001).

La geostatistica è quella parte della statistica rivolta all'analisi e all'interpretazione di dati geografici referenziati (Goovaerts, 1997; Webster e Oliver, 2001; Nielsen e Wendroth, 2003). Strettamente connessa con il GIS (Kyriakidis *et al.*, 1999; Atkinson e Quattrocchi, 2000), la geostatistica ambientale fornisce le basi per capire ed utilizzare le varie tecniche per la stima del valore di una variabile spaziale nelle aree dove tale variabile non è stata misurata, ovvero è uno strumento per fare delle ipotesi il più possibile corrette sul continuo spaziale.

Le domande più comuni a cui un'analisi geostatistica cerca di rispondere sono:

- Come varia la misura di una variabile nello spazio?
- Cosa controlla la sua variazione nello spazio?
- Dove sono localizzati i campioni che descrivono la sua variazione spaziale?
- Quanti campioni sono necessari per descrivere la sua variazione?
- Qual è il valore della variabile in un punto non campionato?
- Qual è l'incertezza della stima?

Secondo un recentissimo lavoro di Zhou *et al.* (2007) che hanno esaminato le pubblicazioni che trattano di geostatistic, sulla base del numero di articoli scientifici consultati i primi 10 campi di applicazione sono i seguenti:

1. Geoscienze
2. Risorse acquatiche
3. Scienze ambientali
4. Agricoltura
5. Scienze della terra
6. Matematica e statistica

7. Ecologia
8. Ingegneria civile
9. Ricerca petrolifera
10. Limnologia

Le applicazioni geostatistiche in campo ambientale e territoriale stanno assumendo un'importanza e un ruolo che le proietta a diventare strumenti di indagine e analisi routinari e imprescindibili.

Una attinente e dettagliata geoinformazione è di fatto un prerequisito per una valida gestione delle risorse naturali in diversi campi della biologia e dell'ecologia. Tutte le discipline che studiano l'ambiente per ottenere stime affidabili delle proprietà indagate, infatti, devono affrontare il problema della variabilità degli attributi nello spazio.

Secondo l'impostazione statistica classica, che presuppone l'indipendenza spaziale dei campioni e la presenza di una variabilità casuale introdotta con procedure codificate di randomizzazione, il valore di una proprietà in una località non campionata può essere stimato attraverso il valore medio delle osservazioni effettuate nella regione indagata, e con una misura di dispersione (varianza, deviazione standard, limiti fiduciali, ecc.) che definisce la precisione della stima. Negli studi ambientali, si ha tuttavia a che fare con attributi caratterizzati da elevata dispersione. I valori dei campioni spesso manifestano uno stretto legame con la distanza di separazione tra le località di campionamento, presentando un'autocorrelazione spaziale (Cressie, 1991; Koenig, 1999) che può essere trattata con la teoria delle variabili regionalizzate e con le tecniche geostatistiche da essa derivate.

Le variabili regionalizzate sono variabili casuali, continue, definite nello spazio geografico. Il loro valore in una data località viene stimato dal valore medio locale, misurato in una piccola regione intorno al punto non campionato, e da una misura di variabilità spaziale, denominata semivarianza, che rappresenta la varianza dell'incremento quando le località di osservazione, prese a due a due, sono separate da una distanza vettoriale denominata *lag*. La geostatistica si basa sull'ipotesi di stazionarietà (Chilès & Delfiner, 1999; Cressie, 1991; Maynou, 1998; Rivoirard *et al.*, 2000; Webster & Oliver, 2001), o ipotesi intrinseca, la quale postula che valore medio e semivarianza siano finiti, che essi non dipendano dalla localizzazione geografica e che la semivarianza sia funzione del solo *lag* (Cressie, 1991; Maynou *et al.*, 1998). Quando l'ipotesi di stazionarietà è soddisfatta, la semivarianza presenta un incremento al crescere del *lag*, che a un certo punto si stabilizza intorno a un valore costante. La relazione tra semivarianza e *lag* viene rappresentata nel variogramma.

Il variogramma viene descritto dai parametri *range*, *sill* e *nugget*.

Il *range* rappresenta la distanza massima entro la quale si manifesta l'autocorrelazione spaziale dell'attributo. Il suo valore dipende dalla scala cui operano i fattori ambientali che influiscono sull'attributo analizzato.

Il *sill* è il valore massimo della semivarianza: quando si ha stazionarietà, esso approssima per eccesso la varianza campionaria.

Il *nugget* costituisce la parte non spiegata della semivarianza, imputabile alla variabilità casuale (errore di laboratorio, errore strumentale, ecc.) e alla variabilità spaziale presente a distanza minore di quella dell'intervallo minimo di campionamento.

Non sempre il variogramma è ben strutturato. A volte presenta un solo effetto *nugget* perché la semivarianza ha un andamento completamente casuale, oppure i punti di campionamento sono talmente distanti da non essere autocorrelati. In altri casi non è presente il *sill*, ma si ha un incremento costante della semivarianza, imputabile a variazioni più ampie di quelle rilevabili alla scala di campionamento. Sono frequenti anche casi in cui la variabilità spaziale è ben strutturata, ma *range* e/o *sill* cambiano con la direzione del *lag*. In tali casi si parla di anisotropia della semivarianza, anch'essa manifestazione dei fattori e dei processi che agiscono sul solo mezzo indagato.

L'analisi della struttura del variogramma, quindi, consente di stabilire nessi tra le proprietà del mezzo e i fattori o i processi che hanno influenzato il loro manifestarsi. Al variogramma possono essere adattate opportune funzioni (modelli stocastici) che saranno successivamente usate nell'interpolazione con il kriging, la fase più propriamente predittiva dell'analisi geostatistica.

Il kriging è una media mobile pesata che permette di effettuare stime non distorte attraverso un predittore lineare ricavato per interpolazione da un numero prestabilito di osservazioni localizzate nei dintorni del punto non campionato.

L'analisi geostatistica si conclude di fatto con la restituzione cartografica (mappe tematiche) dei valori dell'attributo nella regione indagata. Una importante distinzione tra le mappe geostatistiche e quelle convenzionali delle variabili ambientali è che la stima geostatistica è basata sulla applicazione di tecniche statistiche quantitative. A differenza dei tradizionali approcci della cartografia, che si basano sull'uso di conoscenze empiriche, nel caso della mappatura secondo le metodologie geostatistiche si fa completo affidamento sulle effettive misure e su algoritmi semi-automatici.

Ci si potrebbe chiedere, allora, “*per quale motivo utilizzare la geostatistica invece dei classici metodi statistici di interpolazione (modelli deterministici), già noti dagli anni trenta del ventesimo secolo?*”.

I metodi classici si basano su somme lineari dei dati di campioni casuali a cui viene assegnato lo stesso peso. Il valore medio e la varianza dei campioni sono localizzate soltanto in una zona dell'area di interesse oppure sono le stesse per tutta l'area e ciò non è molto utile poiché, in genere, si vuole fare una stima locale e continua del fenomeno. Ma se esiste autocorrelazione spaziale, alcuni campioni saranno più importanti di altri, perché forniranno informazioni più vicine alla previsione corretta di un punto che sta vicino a loro, al contrario di quello che potrebbero invece fornire campioni molto lontani dal luogo da stimare.

Le stime geostatistiche tengono conto di tale relazione considerando una somma pesata dei dati che circondano il punto da stimare, e pesi variabili secondo la forza dell'autocorrelazione e della configurazione dei campioni (ovvero la loro disposizione nello spazio attorno alla zona da campionare).

Un'altra diversità tra metodi geostatistici e classici è che nei primi ci si relaziona con modelli spaziali e non con lo schema di campionamento seguito, cosa che non accade nei secondi. Infatti, questi ultimi devono basarsi su schemi di campionamento molto precisi, per poter ridurre al minimo gli errori nelle stime anche nello spazio. La geostatistica, però, assume che la variabile sia casuale, e quindi che i dati misurati nell'ambiente siano il risultato di una serie di processi casuali che interagiscono fra di loro. In questo modo, lo schema di campionamento dei dati è meno importante di quanto invece lo sia per i metodi classici.

Ci sono altri motivi per i quali utilizzare la geostatistica piuttosto che i metodi classici, malgrado questi ultimi siano più semplici da capire e da applicare. Tra le ragioni più importanti ci sono la descrizione, l'interpretazione ed il controllo dei dati, delle stime, e dei processi da cui tali dati dipendono.

Per quanto riguarda la descrizione, la geostatistica, al pari dei metodi classici, prende in considerazione ogni importante momento della distribuzione, istogramma, box plot, scatter plot e mappa puntuale. Ma, data l'autocorrelazione, nella geostatistica è possibile descrivere i dati anche nella loro variabilità spaziale, tramite il variogramma sperimentale dei dati, in cui la varianza dei dati stessi è stimata per intervalli crescenti di distanza e per diverse direzioni dello spazio.

Per quanto riguarda l'interpretazione, invece, il variogramma sperimentale ottenuto viene modellato con una funzione matematica, con l'intento di essere interpretato. La forma del variogramma sperimentale rivela molto della struttura dei dati, ovvero della modalità con cui i campioni discreti sono dispersi nello spazio continuo e quindi come vari con la distanza la proprietà che stiamo analizzando; possiamo capire se la grandezza indagata è omogenea per quanto riguarda la proprietà analizzata (la variabile appunto) oppure se è presente un'anisotropia. Il variogramma e le stime dal quale esse dipendono, perciò, forniscono una base per

interpretare le cause di tali variazioni e per identificare i fattori ed i processi che controllano queste cause.

Infine, il controllo di un processo è importante specialmente nelle analisi di proprietà di un fenomeno che tende a ripetersi nel tempo ovvero nell'analisi di serie temporali di dati.

Una domanda spontanea a questo punto riguarda un concetto fondamentale: *come una metodologia sviluppata per lo studio di risorse fisiche stazionarie sotterranee quali i diamanti, l'oro, il petrolio, possa essere applicata su organismi viventi capaci di lunghi e ampi spostamenti come i pesci?*

La risposta è che l'informazione spaziale di queste risorse è spesso raccolta in un arco di tempo brevissimo se paragonato alle grandi e medie scale temporali che interessano gli spostamenti degli stock campionati (Rivoirad *et al.*, 2002). A grandi scale gli animali non sono distribuiti casualmente nello spazio (Koenig, 1999). Infatti spesso si ritrovano in forme raggruppate dette *patches* (forme aggregate raggruppate) strettamente correlate alla eterogeneità dell'ambiente, alla fisiologia e alle abitudini di vita della specie.

I modelli geostatistici permettono di descrivere e quantificare i *pattern* di distribuzione delle densità rispetto a differenti scale di osservazione, alla comparazione dei mutamenti spazio temporali nelle distribuzioni delle densità, alle stime corrette degli indici di densità, ai valori anomali, al gran numero di valori bassi e nulli delle osservazioni.

I metodi geostatistici possono essere facilmente applicati a quelle popolazioni ittiche che mostrano comportamenti gregari e distribuzioni stagionali variabili, tra le quali sono incluse molte specie delle medie alle alte latitudini. Le specie delle acque temperate, come nel caso di quelle Mediterranee, mostrano tipicamente cambiamenti nella distribuzione e nei *pattern* di aggregazione, stagionale, annuale e su scala decennale (Rose *et al.* 2000; Vilhjálmsson 2002). Inoltre queste specie mostrano spesso una distribuzione aggregata in relazione a particolari habitat (Imbrock *et al.* 1996; Fréon e Misund 1999) o a variazioni comportamentali, per esempio, durante i processi migratori, la riproduzione, il superamento della stagione invernale (Nøttestad *et al.* 1996; Rose 2003), l'accrescimento e i cicli di alimentazione (Stoner e Abookire 2002; Hovde *et al.*, 2002).

Esistono vari teorie circa le modalità di aggregazione dei pesci. In particolare per quanto riguarda un tipo particolare di aggregazione tipica delle forme giovanili, *school* appunto, Breder e Halpern (1946) la definiscono come un banco di pesce orientato, regolarmente spaziato e con velocità di nuoto simile; Radakov (1973), riferendosi alle *schools*, le descrive semplicemente come un gruppo di pesci che nuotano assieme. Ancora Fréon e Misund (1999) hanno considerato le *schools* come

unità funzionali e Petitgas *et al.* (2001) come eventi discreti nello spazio. Reid *et al.* (2000) hanno suggerito che i parametri morfometrici (lunghezza, superficie), energetici e geografici (latitudine, longitudine e profondità) possono essere utilizzati per caratterizzare i “*fish schools*” e i “*clusters schools*”.

Volendo descrivere in termini spaziali le modalità di distribuzione e aggregazione se immaginiamo di procedere dall’ipotetico centro della *patch* (in cui si osserva il massimo valore di densità) verso il suo limite, ci si aspetta che il valore di densità degli organismi diminuisca (più o meno rapidamente). Al di là di quest’area la specie può risultare rara o del tutto assente. Il modo attraverso cui decresce il valore di densità può essere modellato, come già riferito precedentemente, attraverso una funzione di correlazione spaziale. Il modello di covarianza spaziale stimato sulla base del variogramma, descrive la stima della varianza dell’abbondanza della specie in relazione alla distanza ed alla distribuzione spaziale dei campioni. I vari modelli ottenuti possono essere comparati tra siti, classi di popolazione (giovanili, adulti, femmine, ecc.) o addirittura specie e ciò rende di fondamentale importanza l’uso del metodo di analisi geostatistica nelle indagini ambientali che considerano la componente spaziale come prioritaria.

L’analisi geostatistica è più efficiente quando le abbondanze sono normalmente distribuite (Rivoirard *et al.*, 2000). Asimmetrie e presenza di valori anomali, così comuni nei dati di tipo biologico rendono difficoltosa la stima e il calcolo del variogramma, e sono in grado di mascherare le strutture spaziali nei dati. La trasformazione dei dati, al fine di normalizzarne la distribuzione può essere d’aiuto. Fortunatamente le tecniche geostatistiche sono relativamente robuste rispetto a distribuzioni dei dati lontane dalla normalità (Cressie, 1991).

Le analisi geostatistiche riflettono sia nei risultati ottenuti sia nelle stime delle mappe prodotte i diversi approcci che possono essere intrapresi nel corso dell’analisi. Gran parte degli studi utilizzano differenti metodi, per cui spesso risulta impossibile comparare i risultati. Le scelte fondamentali che influenzano la rappresentazione della struttura spaziale sono a) il numero (e la relativa grandezza) degli *outliers* rimossi, b) la risoluzione del semivariogramma (numero di *lag*) e c) l’utilizzo di un appropriato modello matematico che fitta il variogramma. Gran parte delle altre opzioni ha una piccola influenza.

Le analisi (geostatistiche o comunque di altro tipo) dei dati provenienti dalle campagne di pesca a strascico sono caratterizzati generalmente da un cospicuo numero di campioni, da una forte distribuzione asimmetrica dei valori di densità e dalla costante presenza di valori anomali (Maravelias *et al.*, 1996; Rivoirard *et al.*, 2002). Le differenze nella qualità dei dati limitano la realizzazione dell’analisi.

Nell’analisi geostatistica tali differenze possono influenzare lo studio del variogramma (Cressie, 1991), elemento centrale dell’analisi. D’altronde

l'approssimazione alla normalità non è un requisito base nell'analisi geostatistica, ma la struttura della distribuzione spaziale risulta più difficile da modellare in distribuzioni asimmetriche o in presenza di *outliers* (Cressie, 1991).

Utilizzando dati simulati con una distribuzione altamente asimmetrica positiva Rivoirad *et al.* (2000) hanno affermato che la trasformazione logaritmica può essere d'aiuto nel migliorare l'autocorrelazione dei dati. Alcune osservazioni di Webster e Oliver (1992) e Rufino (1995) dimostrano, invece, i limiti di una semplice log trasformazione quando i campioni hanno una distribuzione non strettamente log-normale.

Per migliorare la errata stima dei variogrammi a causa di sovrastime di densità o distribuzioni asimmetriche dei dati sono stati suggeriti differenti approcci. Webster e Oliver (2001) suggeriscono riguardo agli *outliers* che nella stima del variogramma possono essere addirittura esclusi. Se l'asimmetria è causata da pochi *outliers*, allora questi possono essere mascherati e la successiva analisi condotta senza trasformazione (Webster e Oliver, 2001). Se l'asimmetria, invece, è stata attribuita alla distribuzione di fondo delle densità (distribuzione log-normale) l'inclusione degli outliers a la trasformazione dei dati può essere applicata.

Per distribuzioni log-normali (raggruppate, disperse), il variogramma delle log-densità dovrebbe beneficiare di una migliore stima della simmetria oltre che della stessa densità dei campioni (Rivoirard *et al.*, 2000). D'altronde, lo svantaggio della trasformazione è che, l'inferenza della scala trasformata è solamente approssimata nella scala di partenza. Quindi la media della scala logaritmica è quella geometrica nella scala aritmetica e la simmetria dei valori nella scala logaritmica è asimmetria nella scala aritmetica. Da un confronto diretto tra la scala trasformata e la scala originale nascono spesso difficoltà, che richiedono l'aggiustamento a priori ad una retrotrasformazione (Snedecor e Cochran, 1989).

Nell'analisi geostatistica le tecniche per una appropriata retro-trasformazione sono disponibili sia attraverso il modello del variogramma (Guiblin *et al.*, 1995; Rivoirard *et al.*, 2000) che attraverso particolari tecniche analitiche, ad esempio il *log-normal kriging* nella fase di interpolazione (Cressie, 1991; Webster e Oliver, 2001). Entrambi gli approcci (trasformazione ed esclusione dei valori anomali per ottenere simmetria) conducono a problemi di interpretazione. Il kriging log-normale può generare risultati non realistici quando le distribuzioni di densità non sono log-normali (Webster e Oliver, 2001). Allo stesso modo, gli *outliers* rappresentano la realizzazione di un fenomeno naturale colto dal campionamento e possono essere considerati come un aspetto distintivo della distribuzione degli organismi quando non vi sono evidenti ragioni (errori di trascrizione, di campionamento, etc.) che possano farli ignorare.

## **CAPITOLO III – LA CARTOGRAFIA DI BASE**

### **METODI E MODELLI DI INTERPOLAZIONE DI DATI GEOGRAFICI**

I fondali rappresentano un habitat essenziale per una grande varietà di specie marine. Gli effetti della pesca, come pure altri fattori antropici, possono modificare e alterare nel tempo la naturale struttura degli stock ittici. Per impedire che lo sfruttamento delle risorse superi la loro naturale capacità di riproduzione e autorigenerazione è importante conoscere i limiti di degradazione e di sostenibilità di questi sistemi naturali.

Alcuni studi (Jeff e Ardron) mostrano che la complessità del fondale è un fattore strettamente correlato alla presenza delle forme di vita che lo popolano e che questi ambienti così eterogenei sono spesso associati ad una elevata ricchezza di specie. La capacità di rappresentare questa parte sommersa di territorio, secondo un modello tridimensionale che riproduca fedelmente la realtà morfologica dei fondali marini, costituisce un primo passo nella caratterizzazione di questo habitat. In questo capitolo sono riportate le fasi di sviluppo di un modello DTM dei fondali realizzato in un'area pilota: il Golfo di Cagliari.

I dati batimetrici sono informazioni acquisite in modo discreto, sono riferite cioè solo a un numero limitato di posizioni nello spazio. Per ottenere “più” informazioni (in posizioni dello spazio nelle quali non si erano campionati dati) è possibile applicare dei metodi con cui poter ricostruire la variabilità persa con il campionamento, assegnando un valore ai punti attraverso l'interpolazione per i punti all'interno dell'area coperta dai punti noti e l'estrapolazione per i punti al di fuori dell'area coperta dai punti noti. I dati batimetrici sono delle entità di tipo vettoriale: ciascuna entità è definita dai suoi punti fondamentali. Per questo tipo di dati è ragionevole adottare un modello vettoriale di memorizzazione in quanto sono associati ad un fenomeno le cui variazioni nello spazio non presentano in genere caratteristiche di brusche discontinuità: l'orografia del territorio. Un fenomeno di questo tipo, in ambito GIS, può essere descritto mediante: matrici georeferenziate di dati (grid) o attraverso modelli a reti di triangoli (TIN).

La generazione dei grid mediante interpolazione da valori sparsi: Tipicamente le osservazioni sono memorizzate in una tabella contenente per ciascun punto di misura:

- coordinata X del punto;
- coordinata Y del punto
- valore misurato Z



Qualunque metodo di predizione prevede una fase di definizione analitica delle proprietà del campo; questa si può basare su ipotesi a priori più o meno arbitrarie o sull'analisi delle proprietà stocastiche delle osservazioni. Il primo è il caso dei metodi deterministici, come ad esempio i metodi del prossimo più vicino o della media pesata. Il secondo è il caso dei metodi stocastici, come ad esempio il kriging.

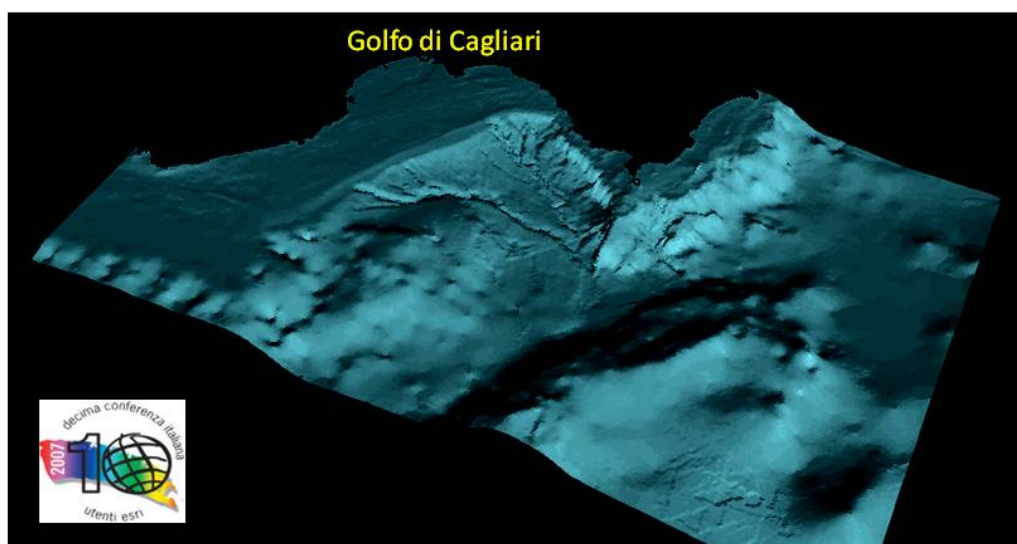
A partire dalla ricostruzione analitica del campo e dalle osservazioni disponibili, vengono calcolati i valori del campo per i nodi del grid. Alcuni metodi prevedono, come il kriging ordinario, anche la stima delle accuratezze di predizione, che in genere differiscono da cella a cella; in questo caso si parla di predizione del Modello Digitale delle Accuratezze. Il metodo basa il processo di stima sull'analisi delle osservazioni disponibili; inoltre permette la modellizzazione degli errori di misura e la stima delle accuratezze di predizione. Nel caso vi sia la disponibilità di un vettoriale lineare contenente le curve di livello per un campo (tipicamente la topografia del territorio). A partire da tale informazione si voglia ricostruire il Modello Digitale di Superficie in formato grid. Il valore in ciascun pixel viene calcolato interpolando dai valori delle curve di livello prossime al *pixel*, mediante un metodo di interpolazione iterativa basato su analisi locale (inverso della distanza dalle curve di livello) e filtraggio.

La ricostruzione del modello dei fondali compresi nel *range* batimetrico 0-2000 m è stata realizzata utilizzando un set di dati batimetrici provenienti da diverse campagne di rilevamento di dettaglio dei fondali effettuate dall'Istituto Idrografico della Marina nei mari Sardi. 37600 punti batimetrici nell'area pilota rilevati in scala 1:10.000 con altri 1.000 punti digitalizzati sulla base di cartografie recenti dell'Istituto Idrografico Militare a scala 1:100.000.

I dati batimetrici sono stati inizialmente elaborati tramite analisi di tipo geostatistica, una tecnica impiegata per lo studio di fenomeni naturali che si sviluppano su base spaziale e/o temporale. L'analisi geostatistica è stata articolata attraverso gli step seguenti:

1. Analisi esplorativa preliminare consistente nell'elaborazione delle statistiche elementari finalizzata a prendere conoscenza dei dati
2. Stima del variogramma sperimentale e correlazione spaziale dei dati batimetrici
3. Ricerca del un modello teorico per descrivere la correlazione spaziale
4. Stima della variabile nelle localizzazioni non campionate tramite *Ordinary Kriging* (metodo appropriato per l'interpolazione di dati di elevazione)
5. Validazione del modello tramite *Cross-validation* e QQplot

Il *gridded-surface* prodotto è stato convertito in formato vettoriale per ottenere i *contour* batimetrici dell'area di studio sui differenti piani: intervalli di 1 m sia sulla piattaforma continentale (0-200m) che sulla scarpata (201-1000m) e ogni 5 m sul piano batiale (1001-2000m). Per la ricostruzione tridimensionale dei fondali del Golfo di Cagliari è stato inizialmente testato un modello TIN (Triangulated Irregular Network) utilizzando esclusivamente i dati puntuali con cui sono stati ottenuti risultati non soddisfacenti. Si è infatti osservato come l'elemento lineare si presti maggiormente ad una migliore rappresentazione del modello 3D. Per tale motivo si è preferito produrre, tramite analisi geostatistica, la superficie *raster* da cui si è dedotto il *contour* batimetrico corrispondente. Le isoipse (*polyline*) ottenute sono state impiegate come *mass point* per la ricostruzione del TIN mostrato di seguito, corrispondente alle parti sommerse (Fig. 4).



37

Figura 4 – Elaborazione tridimensionale dei fondali del Golfo di Cagliari\*  
(\*premio speciale alla 10<sup>a</sup> conferenza italiana esri)

### CARATTERISTICHE PRINCIPALI DEI FONDI DA PESCA DEI MARI SARDI

La Sardegna rappresenta una delle aree più interessanti del bacino centro-occidentale del Mar mediterraneo, non solo per la sua posizione geografica ma anche per l'estensione dell'area potenzialmente sfruttabile dalla pesca e per le caratteristiche geomorfologiche dei suoi fondali marini.

I fondali circostanti l'isola e potenzialmente strascicabili, nell'intervallo batimetrico 0-700 m, si stimano in circa 23.700 Km<sup>2</sup>; la loro dislocazione lungo le coste non è omogenea né per l'estensione né per le caratteristiche geomorfologiche e

bionomiche. La suddivisione per strati batimetrici, evidenzia che la maggior parte di essi (67%) è posta oltre i 100 m (Tab. 1).

Tab. 1 - Valori assoluti e percentuali delle superfici potenzialmente strascicabili

Strato	Km	N° aree	Superficie %
a (0 - 50 m)	3800	124	16,1
b (50 - 100 m)	4079	131	17,2
c (100 - 200 m)	5964	193	25,2
d (200 - 450 m)	4666	151	19,7
e (450 - 700 m)	5160	168	21,8
<b>Totale</b>	<b>23699</b>	<b>767</b>	

Le superfici strascicabili poste a Sud-ovest ed Ovest dell'Isola sono di gran lunga più estese di quelle orientali. Infatti nella parte orientale del Golfo di Cagliari e lungo quasi tutta la costa orientale, la piattaforma e la scarpata continentale rappresentano la continuazione orografica dell'entroterra: strette insenature intervallate da alte e ripide montagne corrispondono, ad eccezione di alcuni tratti, ad un platea continentale pressoché inesistente e a fondi irregolari, intervallati nella scarpata, da ricchi canyon. La platea termina con ripidi pendii fra i 50 e 100 m di profondità.

Nella costa occidentale e nella parte sud-occidentale della Sardegna la platea termina fra i 150 e i 200 m, con un pendio poco marcato al quale segue la scarpata continentale leggermente inclinata. Un particolare interessante dei fondi strascicabili della estesa platea continentale, è la scarsità di fondi costituiti da melme e l'abbondanza di fondi a sabbia grossolana.

Il Golfo di Cagliari, nella costa meridionale dell'isola, è diviso da Capo S. Elia in due bacini, (occidentale ed orientale) i quali si presentano con caratteristiche decisamente opposte: nella parte occidentale del Golfo la platea continentale assume la sua massima espansione con una lunghezza di circa 40 km e una larghezza fra gli 11 e 20 km; nella parte orientale, soprattutto nella parte compresa fra Mortorio e Capo Carbonara, la platea è ridottissima tanto che la batimetria dei 500 m dista dalla costa non più di 3 km. L'estensione della platea nel bacino est consente la pesca a strascico solamente fra Capo Carbonara e Capo Boi.

La particolare conformazione della platea continentale della Sardegna (la maggior parte dei 2300 km<sup>2</sup> di fondali strascicabili si trovano entro i 200 m di profondità), fa sì che lo sforzo di pesca sia mal distribuito

## **CAPITOLO IV – LA PESCA**

Tra i vari compiti attribuiti alle scienze alieutiche vi è quello di monitorare le risorse ittiche, permettendo una più adatta regolamentazione dei prelievi, base di tutte le iniziative utili a favorire una produttività abbondante e costante nel tempo.

Avere una conoscenza della pesca significa principalmente avere una visione d'insieme delle sue caratteristiche: dalle tipologie di pesca alle attrezzature, dalla morfologia geofisica del mare alle specie che vi ci abitano, per arrivare alla flotta marittima.

Nell'elaborazione di piani gestionali risultano fondamentali:

1. **conoscenze di tipo biologico** (biologia della specie, biodiversità, strutture e dinamiche dei popolamenti,...);
2. **conoscenze sulla produzione** (quantità di pescato, ricavi, costi, ecc..)
3. **conoscenze sull'intensità e la modalità dello sforzo** (giornate di pesca, zone di pesca, impatto su ecosistemi, conflittualità tra mestieri ecc..) al fine di valutare lo stato corrente delle risorse della pesca ed il possibile impatto su di esse delle misure proposte.

Le pagine che seguiranno daranno una visione d'insieme e molto generale del pianeta pesca nel Mediterraneo mentre approfondiranno la parte riguardante l'argomento della pesca a strascico in Italia e soprattutto in Sardegna, regione utilizzata come caso di studio per l'applicazione di nuove metodiche di analisi spaziale.

### **LA PESCA IN MARE**

La pesca si definisce come attività di prelievo di risorse biologiche marine, fluviali, lacustri. Il termine "biologiche" va inteso nel senso più generale e quindi non solo per risorse finalizzate all'alimentazione umana, ma anche con altre finalità; si pensi alla pesca del corallo che non ha fini alimentari.

Appare chiaro che, come attività umana, la pesca non può prescindere dagli elementi costitutivi della sua stessa esistenza, ossia:

- l'uomo, il suo lavoro, l'impresa ed il mercato;
- la tecnica o la tecnologia di prelievo;
- le risorse biologiche e la loro quantità da prelevare;
- l'ambiente in cui viene esercitata ed il suo equilibrio

Non v'è dubbio che il presupposto fondamentale per l'esercizio della pesca sia l'utilità per l'uomo che la esercita; senza di essa non vi sarebbe alcuna ragione per praticarla. La pesca, quindi, intesa come attività prettamente umana è soggetta a tutte quelle regole economico-politico che consentono il buon funzionamento delle società moderne.

Nel Mediterraneo convivono sistemi di pesca diversi tra loro, frutto delle differenti tradizioni dei popoli costieri. La pesca artigianale nel Mediterraneo è stata tra le attività più diffuse, forte di una tradizione millenaria. Con alti livelli di manodopera impiegata, bassi consumi, investimenti limitati ed un'elevata flessibilità dei metodi di prelievo, è stata fisiologicamente dimensionata alle caratteristiche del Mediterraneo, un mare tipicamente "povero" (Fonteneau, 1996). Per quanto riguarda la sua realtà produttiva, la pesca artigianale è caratterizzata su vasta scala da una forte diversificazione degli attrezzi impiegati, la cui causa è legata al differente background culturale.

A livello locale, è frequente che le imbarcazioni da pesca utilizzino più attrezzi contemporaneamente. Le tecniche adottate possono cambiare in funzione del periodo (cambia la specie *target*), della disponibilità delle risorse e delle richieste del mercato. Oltretutto, poiché viene esercitata da imbarcazioni di piccole dimensioni, è spesso difficile identificare le località di sbarco con precisione e risulta quindi problematico quantificare, in modo attendibile, lo sforzo di pesca. Come conseguenza, l'alta variabilità che caratterizza le componenti di questo settore ha contribuito ulteriormente a complicare la raccolta di informazioni sull'attività della pesca artigianale da fonti statistiche ufficiali (Robles, 2003).

I principali problemi per la pesca in Mediterraneo sono comunque relativi ad una attività che possiamo definire di semi-industriale, svolta da imbarcazioni relativamente grandi, generalmente attrezzate per un unico tipo di pesca: strascico, circuizione, palamito, derivanti o "spadare". Queste imbarcazioni sono attive soprattutto nei Paesi economicamente più ricchi del Mediterraneo, sostanzialmente dell'Unione Europea, ma sono sempre più frequenti *joint-ventures* tra i Paesi Mediterranei extracomunitari e compagnie straniere (Unione Europea, Canada, Corea) per favorire l'esportazione delle catture più pregiate verso i migliori mercati.

### **Sistemi e attrezzi da pesca**

Trascurando volutamente quelle attività di pesca che hanno una funzione prettamente sportiva, come la pesca a canna e la pesca subacquea, ci riferiremo prevalentemente al settore della pesca commerciale in mare facendo una veloce carrellata sugli gli attrezzi e le tecniche utilizzati a tale scopo.

In Mediterraneo i principali sistemi da pesca comprendono tre tipologie generali:

- pesca costiera locale
- pesca costiera ravvicinata o a strascico
- pesca d'altura

La **pesca costiera locale** viene effettuata in prossimità dalla costa su piccole motobarche con equipaggio di due o tre persone. E' un tipo di pesca che ha determinato nel passato la nascita dei caratteristici borghi pescherecci: richiedendo solo piccole baie per il rimessaggio e ridotte attrezzature a terra per la manutenzione, non ha infatti bisogno di grandi strutture portuali.

La **pesca costiera ravvicinata o a strascico**, praticata normalmente entro 20 miglia dalla costa, è un'attività piuttosto impegnativa. Per svolgere questa attività sono necessari motopescherecci di almeno 10-20 tonnellate, dotati di radio, scandagli e celle frigo e congelamento necessarie per la conservazione del pescato, con un equipaggio di 3-8 persone.

La **pesca d'altura** prevede cicli di pesca della durata di 30-40 giorni, su barche di oltre 120 tonnellate con circa 12 persone di equipaggio. Richiede ragguardevoli attrezzature per la conservazione, manutenzione e il rimessaggio del pescato.

Oltre a queste tipologie si può aggiungere anche la voce acquacoltura, evoluzione moderna di tecniche di pesca antichissime, praticate fin dall'epoca romana in tutto il Mediterraneo. Attualmente le tecniche di produzione artificiale sono abbastanza avanzate e in costante evoluzione, volte sempre più ad una diversificazione e miglioramento qualitativo del prodotto. In genere comunque questa voce viene trattata separatamente dal comparto della pesca classica.

Per quanto riguarda gli attrezzi da pesca la distinzione classica che vien fatta distingue tre grandi categorie:

1. reti a circuizione
2. attrezzi da posta
3. reti da traino

Con *reti da traino* si definiscono genericamente quegli attrezzi la cui pesca è determinata dal fatto di venire "trainati" (a mezz'acqua o sul fondo marino) a mano o per mezzo di un natante. Questi attrezzi possono quindi operare alle diverse batimetrie, esplorando tratti di mare in superficie a sul fondo. La produttività e la selettività di questi attrezzi dipende dalle loro caratteristiche e dal modo di utilizzo.

Nel Decreto Ministeriale del 26/07/1995 sul rilascio delle licenze da pesca, l'art. 17 commi 2 e 3 vengono fissati i criteri distintivi tra due sistemi principali di reti da traino: **volante** (volanti a coppia ed agugliare) e **strascico**.

Nel comma 3 dell'art. 17 è riconosciuto il sistema a strascico nei natanti che usano una rete di maglia minima pari a 40 mm, che possiedono a bordo i divergenti o le reti a bocca fissa, effettuano la pesca di specie demersali (MRRAF, 1995).

### La pesca a strascico

La pesca a strascico fa parte del più vasto capitolo della pesca al traino di fondo, dove una o più reti sacciformi esercitano la loro capacità di cattura raccogliendo nella loro parte terminale (sacco) gli organismi demersali che vivono sul fondo o che si muovono a breve distanza da esso.

Nel sistema “strascico” si distinguono:

- a) *reti a bocca fissa* suddivise a loro volta in: sfogliare, gangheri, rapidi
- b) *reti a divergenti*, suddivise a loro volta in:
  - o reti a grande apertura verticale (reti relingate o francesi)
  - o reti a strascico propriamente dette

Le reti a bocca fissa sono in genere più attrezzi di uno stesso tipo trainati da un solo natante, mentre le reti a divergenti vengono trainate singolarmente da un natante.

Le reti da traino a divergenti, chiamate così perché al posto della struttura rigida che dimensiona l'apertura della bocca vengono utilizzati dei divaricatori, i divergenti appunto, sono l'evoluzione degli antichi sistemi a traino che venivano effettuati con una coppia di imbarcazioni a vela. L'introduzione di motori ad elevata potenza e dei divergenti ha consentito l'utilizzo di un solo natante per trainare la rete.

La rete a strascico tradizionale o Mediterranea, detta anche “paranza”, “tartana”, “coccia” o “rizza” a seconda delle località, in Italia è l'attrezzo più usato per la cattura di specie pregiate di fondo. L'apertura in senso orizzontale della bocca della rete è assicurata da divergenti in ferro, mentre, in senso verticale, dalla lima a sugheri superiormente e dalla lima a piombi inferiormente (Fig. 5).

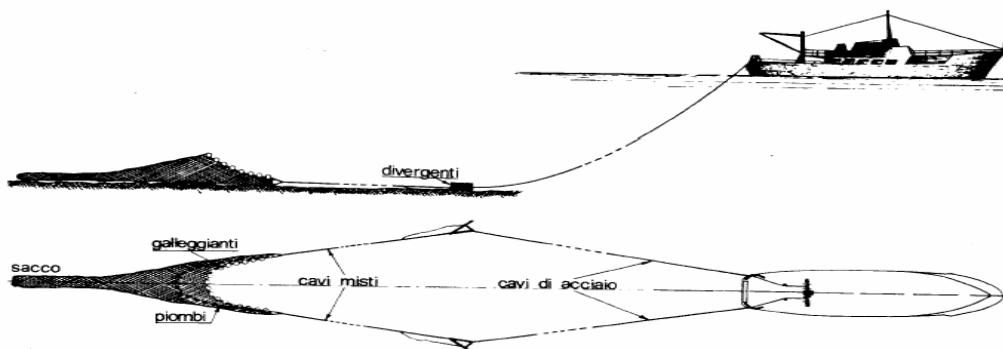


Figura 5 - Peschereccio e rete in assetto da pesca

Talvolta, nelle diverse marinerie, questo tipo di rete può variare in modo considerevole per alcune particolarità tecniche, pur restando fisse alcune caratteristiche principali quali l'asimmetria tra la parte superiore detta "cielo" e la parte inferiore chiamata "tassello" o "lenza", oppure la maggiore lunghezza del tassello rispetto al cielo (Fig. 6). Queste due parti di rete sono quindi cucite insieme con un certo rapporto tra le loro lunghezze e la loro differenza è detta "imbando" della rete o "morto" o "cacciuta" (Ferretti, 1983).

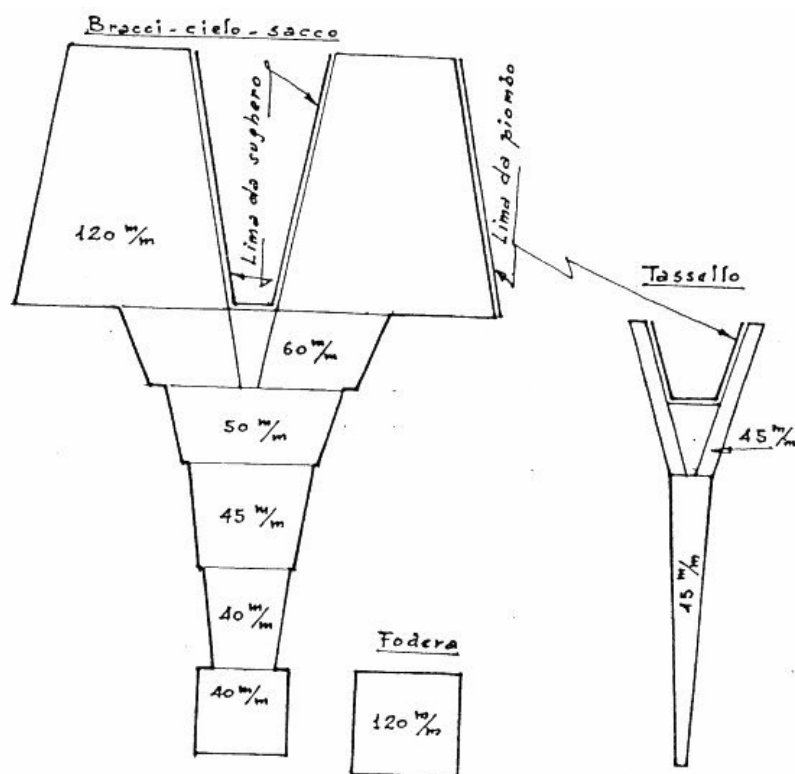


Figura 6 - Caratteristiche strutturali di una Rete a Strascico tradizionale

Caratterizzata da una piccola apertura della bocca, sia in verticale sia in orizzontale, la rete a strascico tradizionale italiana ha limitate necessità di potenza perché possiede lunghissimi calamenti che permettono di esplorare una vasta area. Si ottengono così buone catture con bassi consumi se paragonati ad altre reti da traino.

Oltre la rete, gli attrezzi fondamentali nello strascico sono:

- il verricello, a due o quattro tamburi
- le pulegge, il cui supporto è saldato alla struttura della nave ed il cui scopo è quello di definire opportunamente il tragitto dei cavi lungo il ponte di lavoro
- due strutture fisse, archetti, situate una per ciascun lato della nave nell'estrema regione poppiera del ponte di lavoro, munite di rulli o



pulegge entro cui i due cavi d'acciaio possono scorrere liberamente da e verso il mare

- un rullo poppiere, montato trasversalmente rispetto ai cavi e libero di ruotare
- due divergenti

In cabina di comando, invece sono necessarie alcune apparecchiature indispensabili per la navigazione:

- plotter
- radar
- GPS e GPS integrati con videoplotter
- scandagli
- scanmar

Le operazioni di pesca hanno inizio con il trasferimento del peschereccio alla zona di prelievo a una velocità che varia dai 9 a 12 nodi. In questa fase della campagna diventano indispensabili carte nautiche e GPS, strumento di localizzazione satellitare che consente di sapere con una approssimazione di pochi metri la propria posizione in mare.

Raggiunta l'area di pesca il motorista provvede a ridurre il numero di giri del motore e successivamente a disinnestare l'elica per arrestare la nave.

Da questo momento in poi inizia la posa in acqua della rete che in gergo viene comunemente detta "cala". L'apertura verticale della rete è assicurata dalla presenza di piombi e galleggianti; rispettivamente posti sugli orli inferiori i primi (lima dei piombi) e superiori i secondi (lima dei galleggianti) della bocca.

Sul piano orizzontale la distanza tra i bracci della rete è modulata da due divergenti, uno per ogni braccio. I divergenti sono collegati al peschereccio grazie a un cavo d'acciaio di diametro adatto allo sforzo che devono supportare e di lunghezza proporzionale alla profondità del fondale di pesca.

Quando tutta l'attrezzatura è in acqua il capopesca controlla costantemente l'assetto dell'attrezzatura, che nel momento iniziale deve essere perfettamente allineata con l'imbarcazione e "in chiaro", cioè aperta correttamente e priva di volte tra i cavi; a questo punto il motorista aumenta il numero di giri del motore e fila i cavi per una lunghezza proporzionale alla profondità del fondo (Blocco dei cavi). In genere dal momento del blocco dei cavi al momento in cui la rete entra effettivamente in pesca possono trascorrere da pochi minuti fino ad un massimo di 15-20 minuti a seconda della profondità di lavoro.

Durante la cala sta nell'abilità del capopesca modificare l'assetto delle attrezzature agendo sulla velocità (2.8-3.5 nodi), e mantenere così la rete costantemente in pesca.

Terminata la cala, che in genere può durare dalle 2 alle 7 ore per scopi commerciali, iniziano le operazioni di salpamento: si avvolgono completamente i cavi d'acciaio sui tamburi del verricello e, recuperati anche i divergenti, si fissano agli archetti onde evitare pericolosi sbattimenti degli stessi. A questo punto si iniziano a recuperare i "cavi misti", comunemente detti calamenti, che collegano i divergenti ai bracci della rete: si sganciano le estremità dai cavi "messaggeri", si avvolgono per qualche giro intorno alle campane di tonneggio e si trasferisce il tiro della rete dagli archetti alle due campane. Nei verricelli a quattro tamburi (quelli più comuni) i cavi misti vengono avvolti su tamburi esterni e, sullo stesso asse di quello dei cavi d'acciaio (Fig. 7 a,b).

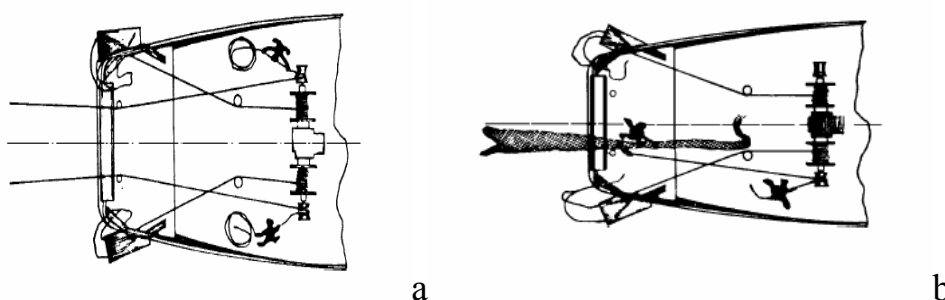


Figura 7 - Trasferimento del tiro dai cavi d'acciaio ai cavi misti (a) e manovre per salpare la rete (b)

Quando compaiono i due bracci della rete, questi vengono avvicinati l'un l'altro con una catena, agganciata e tirata da una "ghia" (corda di fibra vegetale munita di un gancio metallico ad una delle sue estremità) fino a quando il sacco non arriva in prossimità della poppa. L'ultima operazione è rappresentata dal recupero e dallo svuotamento del sacco, svolta con l'ausilio della ghia che viene fatta passare attraverso una carrucola posta sull'estremità dal bigo e azionata ancora con la campana di tonneggio. Il pescato viene infine smistato, scelto, lavato, incassettato e stivato nelle celle frigorifere.

## **LA VIGILANZA SULLA PESCA**

In Italia "la sorveglianza sulla pesca e sul commercio dei prodotti ittici e l'accertamento delle infrazioni alle leggi ed ai regolamenti che li riguardano" sono affidati alla Direzione del Comandante della Capitaneria di Porto da una normativa specifica che disciplina la pesca marittima (art.21 della Legge 14 Luglio 1965 n.963).

Va aggiunto che, a seguito del varo della politica comune della pesca, sono stati istituiti i Centri di Controllo Pesca Nazionali (Regolamento CE 1489/97 della Commissione del 29/07/1997).

Il Centro Controllo Nazionale Pesca (CCNP) nel predetto regolamento vengono riportate anche le modalità di applicazione del Regolamento CEE 2847/93 del Consiglio che fa riferimento ai sistemi di controllo dei pescherecci via satellite.

Compito del CCNP, secondo quanto previsto dal DPR 9 ottobre 1998 n. 424, è la sorveglianza sullo sforzo di pesca e sulle attività economiche connesse. Detta attività è rivolta nei confronti dei pescherecci battenti bandiera italiana (a prescindere dalle acque nelle quali essi operano o dal porto in cui fanno scalo) e nei confronti delle unità da pesca appartenenti a Stati membri, nonché di quelle appartenenti a Paesi non facenti parte dell'Unione Europea, quando operano in acque comunitarie.

In definitiva, l'Italia, con il suindicato DPR 424/98 ha designato quale Autorità di controllo il Comando Generale del Corpo delle Capitanerie di Porto ed ha predisposto a tal fine strutture, impianti e programmi informatici che consentono, a partire dal nuovo anno, la radiolocalizzazione in tempo reale dei pescherecci di lunghezza superiore a 18 metri a mezzo *blue box* (ferma la possibilità per le unità di minore lunghezza di dotarsi volontariamente di tale apparecchiatura).

## I DISTRETTI DA PESCA

Per “Distretto di pesca e acquacoltura” si intende un’area marino-costiera con caratteristiche il più possibile omogenee dal punto di vista ambientale, sociale ed economico, individuate al fine di perseguire lo sfruttamento sostenibile delle risorse, contenere l’impatto della pesca sugli ecosistemi marini e permettere l’attivazione di regole di gestione specifiche e concordate. Così recita il decreto di istituzione dei distretti da pesca in Sardegna (Art. 1, D.R. n. 4 del 15 maggio 2007) il cui fine implicito era anche quello di rendere partecipi gli operatori alla programmazione delle attività di gestione.

Le aree interessate dal decreto suddetto comprendono il litorale e le acque marine situate entro le dodici miglia nautiche antistanti il territorio della Sardegna (acque territoriali, di giurisdizione della Regione Sarda) e, così come riportato nella tabella sottostante e nell’elaborato cartografico allegato (Fig. 8), sono cinque:

<b>COD</b>	<b>Distretto</b>	<b>Limiti territoriali</b>
1	Porto Torres – La Maddalena	Da Porto Tangone incluso a Capo Ferro escluso.
2	Olbia - Arbatax	Da Capo Ferro incluso a Capo Ferrato incluso
3	Cagliari	Da Capo Ferrato escluso a Capo Teulada incluso
4	Portoscuso	Da Capo Teulada escluso a Capo Pecora incluso
5	Oristano	Da Capo Pecora escluso a Porto Tangone escluso

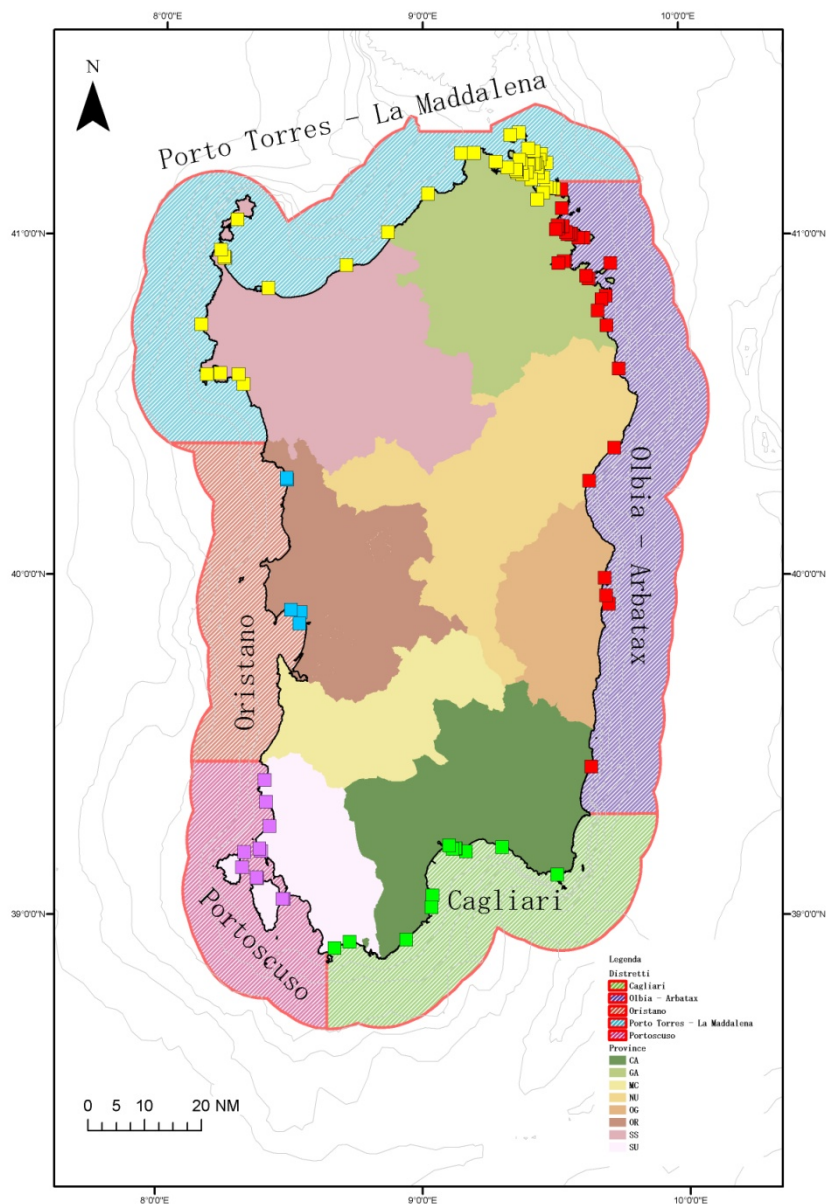


Figura 8 - Distretti da pesca e relativa localizzazione dei porti di attracco

## IL NAVIGLIO

In questo capitolo sarà approfondito l'andamento della flotta sarda negli anni e confrontato con gli andamenti nazionali sulla base delle statistiche nazionali.

Il **naviglio**, cioè la flotta che insiste ed opera in una determinata zona, rappresenta uno degli attori principali per qualsiasi progetto di gestione delle risorse biologiche volto al conseguimento dello sviluppo sostenibile delle attività da pesca.

Per il mantenimento di livelli soddisfacenti di cattura, infatti, i Gestori e gli Amministratori si avvalgono abitualmente di una serie di strumenti legislativi e normativi atti a razionalizzare la pressione di pesca sugli stock alieutici.

Purtroppo negli ultimi decenni, come è stato già sottolineato precedentemente, gli strumenti di *management* applicati alla flotta mirano a risolvere problemi legati all'*overfishing* piuttosto che agire per migliorare e raggiungere un prelievo massimale e sostenibile. In altre parole le decisioni assunte rappresentano misure di controllo che servono quantomeno a limitare situazioni ormai degenerate piuttosto che a prevenirle.

Nel panorama internazionale gli esempi di imposizione di quote di prelievo del pescato, delle limitazioni alle flotte, dei periodi di fermo per la pesca, sono numerosi. Per quanto riguarda il Mediterraneo e l'Italia in particolare le attività di pesca sono regolamentate da specifiche norme comunitari (misure di controllo e di razionalizzazione dello sforzo di pesca, totale delle catture ammissibili - TAC - regolarità delle operazioni di pesca in ordine ai tempi, ai mezzi, ai luoghi di sbarco e di commercializzazione dei prodotti e, in particolare, etichettatura degli stessi recante l'indicazione del grado di freschezza, del peso, del luogo di provenienza, della specie e del modo di produzione, ovvero, se il prodotto ittico è pescato in acque marittime, in acque interne o in allevamenti) il cui fine è favorire la riduzione della pressione di pesca sugli stock alieutici e tutelare i consumatori.

La capacità di prelievo e l'intensità dell'attività di una flotta si può dimensionare agendo su quattro elementi strutturali:

1. Il numero imbarcazioni (N)
2. La potenza motore dei natanti, generalmente espressa in cavalli motore (kw/h) o semplicemente HP
3. Il tonnellaggio, espresso in unità di stazza lorda (TSL) o in stazza lorda (GT o Gross Tonnage)
4. La lunghezza del natante, espressa in genere come lunghezza fuori tutto (Lft)

Questi parametri strutturali e altri parametri di tipo biologico e/o ambientale vengono utilizzati dal biologo della pesca per calcolare il livello di sfruttamento dei popolamenti alieutici.

## **Il problema dei numeri**

I dati relativi alle imbarcazioni che operano in Sardegna, a seconda delle fonti utilizzate, possono discordare notevolmente tra loro. Bisogna precisare che l'archivio ufficiale, quello con cui vengono aggiornate le statistiche, è l'Archivio delle Licenze di Pesca (ALP), istituito dal 1982 presso la Direzione Generale Pesca

del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (art. 4 della Legge 41 del 1982). In questa banca dati vengono registrate tutte le navi munite di licenza di pesca con i relativi attrezzi autorizzati.

A partire dal 1994, l'Istituto di Ricerche Economiche per la Pesca e l'Acquacoltura (IREPA) di Salerno, svolge attività di assistenza tecnica in favore del Ministero per le Politiche Agricole e collabora alla predisposizione dei documenti di programmazione settoriale.

In questi anni l'IREPA ha sviluppato un sistema statistico di raccolta dati che opera nell'ambito del Sistema Statistico Nazionale (SISTAN) e che viene utilizzato per la produzione dei dati ufficiali della pesca in Italia.

Come dicevamo prima, per quanto riguarda in modo specifico il Naviglio i dati vengono ricavati dagli archivi delle licenze delle capitanerie che iscrivono ai vari compartimenti le imbarcazioni operanti in Sardegna. La localizzazione del porto di appartenenza di un'imbarcazione può essere fatta in funzione della **sigla** dell'ufficio marittimo (l'analogo della targa per le automobili). Le sigle a cui riferirsi vengono riportate in questa tabella ufficiale della Guardia Costiera. Tuttavia, poiché recentemente alcuni uffici sono stati trasferiti su altri porti, può capitare che a una determinata sede possano fare riferimento imbarcazioni con sigle diverse (Tab. 2)

Tab. 2 – Elenco e porto di sede degli uffici della Guardia Costiera in Sardegna

<b>Sigla</b>	<b>Ufficio capitaneria</b>	<b>porto</b>	<b>variazione</b>
00CA	Cagliari	Cagliari	
00LM	La Maddalena	La Maddalena	nuovo
00OL	Olbia	Olbia	
00OS	Oristano	Oristano	nuovo
00PT	Porto Torres	Porto Torres	
01CA	Cagliari	Carloforte	
01LM	La Maddalena	S.Teresa	nuovo
01OL	Olbia	La Maddalena	diventa 00LM
01OS	Oristano	Bosa	
01PT	Porto Torres	Alghero	
02CA	Cagliari	S.Antioco	
02OL	Olbia	Cala Gonone	
02PT	Porto Torres	Castelsardo	
03CA	Cagliari	Oristano	diventa 00OS
03OL	Olbia	Siniscola	
03PT	Porto Torres	Bosa	diventa 01OS
04CA	Cagliari	Portoscuso	

Sigla	Ufficio capitaneria	porto	variazione
04OL	Olbia	Golfo Aranci	
04PT	Porto Torres	Porto Conte	
05CA	Cagliari	Arbatax	
05OL	Olbia	S.Teresa	nuovo
06OL	Olbia	Porto Cervo	nuovo

Poiché la competenza nell'assegnare le licenze di pesca è della Regione, un'altra fonte importante è l'ufficio regionale preposto.

Spesso capita che le fonti di informazione riportino numeri e dati differenti. Ad esempio i dati ufficiali del SISTAN riportano che nel 2006 le barche operanti in Sardegna erano 1341, mentre gli archivi della Regione ne contano 1375.

Spesso gli operatori della pesca cambiano la tipologia della licenza con cui operano e capita che, a seconda dell'anno, il numero delle imbarcazioni a strascico vari, determinando una non conformità tra archivi perché le modalità di aggiornamento del dato archiviato sono differenti.

Fatte le dovute precisazioni, di seguito per le statistiche generali ci riferiremo esclusivamente a dati ufficiali. Per avere quadro dettagliato nei vari porti isolani ci riferiamo invece agli archivi forniti dalla Regione, aggiornati con quelli forniti dalle Capitanerie locali.

## **Il naviglio isolano nel panorama Italiano**

I grafici riportati in figura 9 mostrano gli andamenti annuali di TSL, HP e Numero del naviglio isolano rispetto al naviglio del territorio italiano.

A livello nazionale le misure gestionali attuate negli ultimi anni (2000-2006) hanno determinato una forte contrazione della capacità di pesca e un ridimensionamento dell'attività. Nel periodo considerato il numero di imbarcazioni da pesca si è ridotto gradualmente di oltre il 30%, come si evince in modo significativo dal trend negativo [ $R^2 = 0,94$ ]. Nello stesso periodo in Sardegna le variazioni percentuali interannuali sono invece meno accentuate e, soprattutto nei primi tre anni, mostrano una situazione praticamente stabile. Ma le differenze con l'evoluzione della flotta italiana sono soprattutto per le voci tonnello e potenza dei motori che, malgrado il numero dei natanti diminuisca leggermente, aumentano nel 2001 e nel 2003.

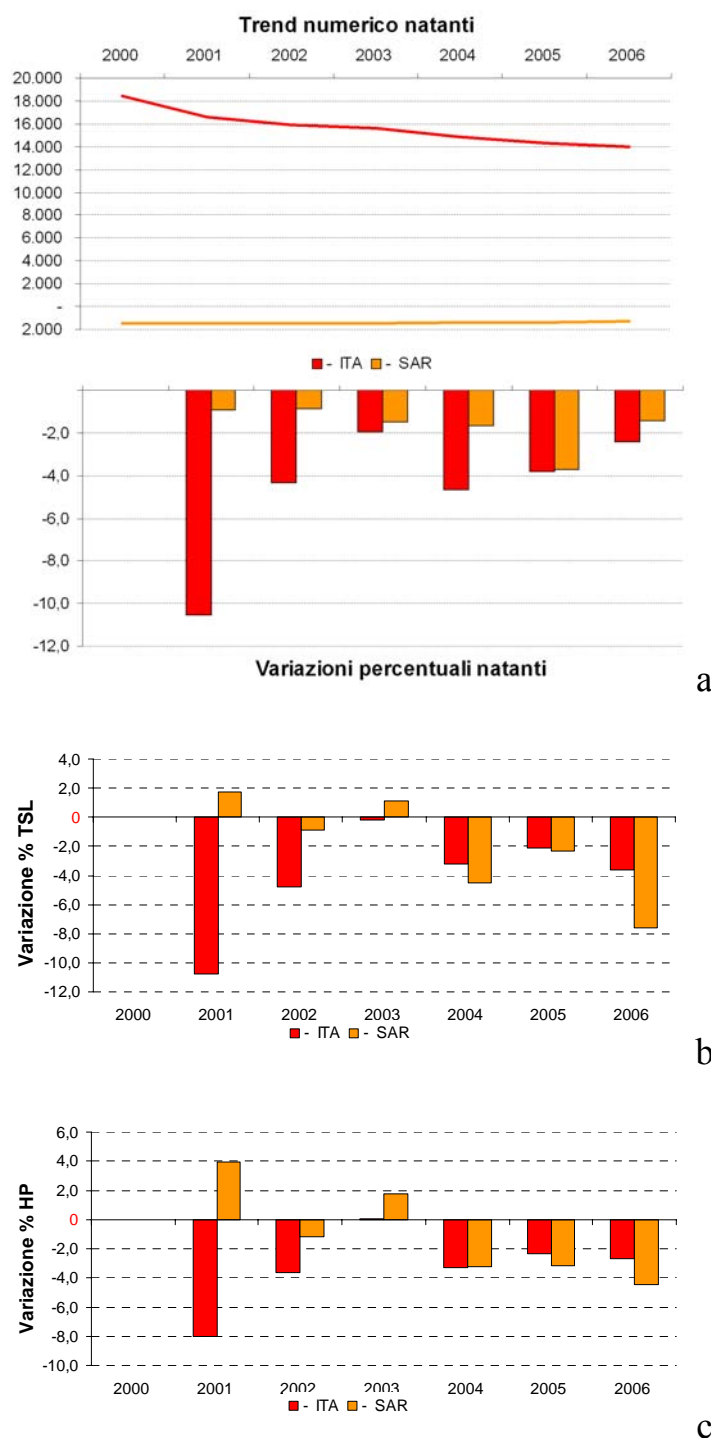


Figura 9 - Capacità da pesca della flotta Sarda in rapporto a quella italiana: andamenti e variazioni % dei principali parametri strutturali (N,TSL, HP).

Altro dato interessante è l'inversione di tendenza che dal 2004 culmina nel 2006 con la cessazione dell'attività di alcune imbarcazioni di grosse dimensioni. In



quest'anno infatti, benché il numero dei natanti si riduca solo dell'1,5%, il tonnello e la potenza crollano rispettivamente del 7,6% e 4,5% (Fig. 9 b,c).

### La flotta da pesca sarda

Quindi, secondo le statistiche ufficiali (SISTAN, 2006), in Sardegna si è avuto un debole ridimensionamento strutturale della flotta nei suoi parametri principali (numero, tonnello e potenza motore) che, tuttavia, non ha portato ad una equivalente contrazione dello sforzo di pesca.

Come si evince dalla tabella 3, malgrado l'apprezzabile riduzione in termini numerici, l'influenza di queste misure non ha determinato un'altrettanta marcata flessione del tonnello e della potenza motore, ad eccezione dell'ultimo anno.

Tab. 3 - Evoluzione dei parametri strutturali del naviglio sardo (Fonte: Mipaf-Irepa)

anno	Archivio Licenze Pesca			
	N°	GT	TSL	kW
2000	1487	11111	12559	94923
2001	1473	11946	12781	98803
2002	1460	-	12671	97607
2003	1438	13299	12816	99330
2004	1414	13128	12238	96096
2005	1361	13094	11953	93038
2006	1341	12067	11045	88878

Il motivo principale risiede nei benefici di cui ha goduto la Sardegna rispetto alle altre regioni italiane. A metà degli anni novanta, infatti, in virtù delle ridotte dimensioni della flotta, sono stati rilasciati nulla osta per la realizzazione di nuove imbarcazioni da destinare a cooperative di pescatori e sono stati stanziati importanti finanziamenti per ammodernare le barche ormai vecchie.

Ciò ha determinato un profondo e rapido cambiamento nella realtà peschereccia isolana. Circa 40 nuove imbarcazioni in ferro, oltre le 100 GT, adatte per la pesca d'altura hanno innovato radicalmente i porti isolani.

La tipologia di queste imbarcazioni, simile perché quasi tutte costruite negli stessi cantieri e su progetti analoghi, personalizzati solo nei dettagli e negli allestimenti, ha mostrato col tempo i suoi limiti. Le dimensioni delle imbarcazioni per la pesca Mediterranea richiedevano naturalmente un cambio nelle abitudini di prelievo: bordate non giornaliere e sfruttamento di banchi lontani, il tutto per economizzare gli aumentati costi di gestione. Se a questo si aggiunge la congiuntura sfavorevole degli ultimi anni che ha fatto lievitare il prezzo dei combustibili, la crisi del settore si evince dal ridimensionamento strutturale della flotta nell'ultimo anno e dagli avvicendamenti dei proprietari delle imprese da pesca.

## La ripartizione del naviglio

La tecnologia GIS può essere anche d'ausilio per la rappresentazione su semplici mappe della dislocazione del naviglio di una determinata zona. Nel caso della Sardegna le elaborazioni riportate in figura 10, consentono una visione d'insieme delle caratteristiche strutturali del naviglio per tutti i distretti isolani ed evidenziano il carattere spiccatamente artigianale della marineria isolana.

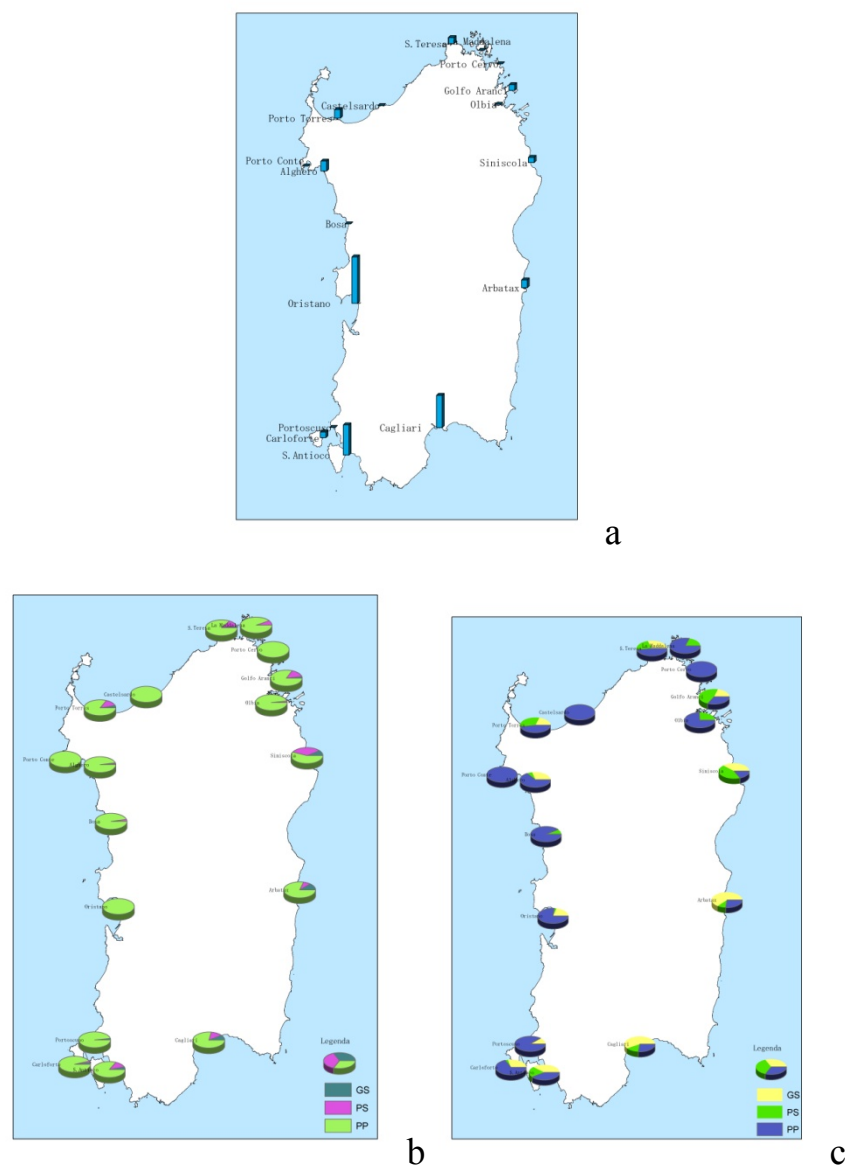


Figura 10 - Restituzione cartografica della distribuzione del naviglio nei porti isolani: Numero imbarcazioni (a) e ripartizione del numero (b) e del tonnellaggio di stazza lorda-TSL (c) tra le diverse tipologie (GS=grosso strascico; PS= piccolo strascico; PP= piccola pesca).

## **CAPITOLO V – GIS E ATTIVITÀ DA PESCA**

### **IL MONITORAGGIO DELLA FLOTTA E I SISTEMI INFORMATIVI**

I mari circostanti la Sardegna sono interessati da questa attività, considerata come una delle maggiori fonti di disturbo di origine antropica sugli ecosistemi marini a causa dell'effetto devastante che produce sui fondali e per l'impoverimento dei mari.

La gestione della pesca è basata su norme volte a disciplinare l'accesso delle navi alle aree di prelievo, le restrizioni in materia di attrezzi e periodi di pesca e i contingenti di cattura per determinate specie ittiche.

Su impulso della comunità europea, per garantire il rispetto della normativa sono stati istituiti centri di controllo nazionale (CCNP) ed efficaci sistemi di monitoraggio, controllo e sorveglianza (Regolamento CE 1489/97). A partire dagli anni '90 gli strumenti di controllo tradizionali sono stati integrati da un "sistema di controllo dei pescherecci", il VMS (*Vessel Monitoring System*), un sistema di localizzazione satellitare, adottato in diversi Paesi oramai da alcuni anni (Regolamento CEE 2847/93).

Il VMS utilizza dei moderni sistemi di comunicazione satellitare comprendenti strumenti particolari (*Blue box*) situati sui pescherecci stessi e dotati di tecnologia GPS (*Global Positioning System*) in grado di fornire in tempo reale ad un centro di monitoraggio centralizzato (CCNP) indicazioni sulla posizione, la rotta, la velocità e l'identità del peschereccio stesso.

Una velocità di navigazione (massimo 3 nodi) può dare un'indicazione circa il possibile svolgimento dell'attività di pesca di una imbarcazione. Anche il particolare tracciato delle rotte può fornire indicazioni interessanti. Ad esempio, l'alta densità e di punti nave associati ad una o più imbarcazioni da pesca in un'area limitata può essere d'aiuto nel tentativo di identificare oltre che su base spaziale anche su base temporale i banchi su cui viene esercitato il prelievo.

Il sistema VMS permette inoltre la trasmissione dei dati relativi alle catture e allo sforzo, ma questi devono essere necessariamente inseriti da un operatore del peschereccio non potendo essere fatte in automatico e questo comporta un grado di attendibilità inferiore. L'invio dei dati sulle catture direttamente da mare e subito dopo l'operazione di pesca, affida completamente all'operatore la stima della quantità di pescato, lasciando quindi l'incertezza di una possibile e successiva ispezione da parte delle autorità sia a bordo sia al ritorno al porto. In generale comunque molti altri tipi di dati possono essere trasmessi tramite il VMS al centro di monitoraggio, sia dall'operatore sia derivati da sensori automatici.

All'interno del centro di controllo centralizzato una stazione di monitoraggio computerizzata raccoglie i dati ricevuti per successive revisioni e analisi atte ad individuare ed evidenziare particolari stati di interesse sullo sfondo di mappe geografiche. Un sistema informativo geografico (GIS) specializzato rappresenta anche in questo ambito una componente fondamentale della stazione di monitoraggio grazie soprattutto alle sue capacità di analisi dei dati storici e statistici.

Partendo da questi dati abbiamo sviluppato una serie di metodiche per valutare le modalità, la frequenza e l'intensità delle attività da pesca.

### La flotta VMS

Per sviluppare questa parte particolare del progetto sono stati utilizzati circa sei milioni e trecentomila punti nave, acquisiti grazie ad un sistema VMS e forniti dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Questi dati riguardano le imbarcazioni italiane, con lunghezza superiore a 15-24 metri fuori tutto, in attività nel Mediterraneo dal 2004 all'aprile del 2007; raccolgono varie informazioni sui pescherecci, identificati da un codice univoco, sulla loro posizione geografica e sulla velocità di navigazione. Le informazioni VMS fornite in tempo reale con una frequenza variabile negli anni sono state archiviate in un sistema centralizzato. Il numero complessivo di barche monitorate, 580 nel 2001, è aumentato progressivamente negli anni in funzione dell'implementazione del sistema (oltre 1900 nel 2007) (Fig. 11)



Figura 11 - Imbarcazioni monitorate col VMS nelle acque sarde nel periodo gennaio 2004 - marzo 2007

Prima di procedere nell'elaborazione si è resa necessaria una validazione dei dati mediante un'analisi esplorativa e controlli semiautomatici. Esistono infatti in primo luogo problemi di "pulizia" del dato poiché esso contiene i segnali trasmessi dalla imbarcazioni sia durante l'attività di pesca che in navigazione e trasferimento.

Sono stati pertanto analizzati e discussi metodi di estrazione dei dati, utili ad individuare nello specifico le zone in cui si svolge l'attività di prelievo delle risorse vera e propria.

Le procedure di controllo sono state sviluppate su piattaforme Microsoft Office Access (database relazionali) e ArcGIS (Sistema Informativo Geografico) mettendo a punto diverse routine *ad hoc* per individuare agevolmente punti geografici non coerenti, date errate, errori di codifica etc. Laddove le procedure automatiche non erano in grado di correggere gli errori si è proseguito in modo manuale, garantendo così una maggiore accuratezza del processo di validazione.

L'elaborazione dei dati ha riguardato in una prima fase l'identificazione delle imbarcazioni in effettiva attività di pesca, situate esclusivamente nelle aree dei mari circostanti la Sardegna. A questo scopo si è proceduto alla selezione delle barche in transito nei mari sardi, attraverso la cernita di quelle la cui posizione è stata rilevata nell'area compresa entro la batimetrica dei 1000 metri. Questa operazione è stata effettuata grazie all'utilizzo di tecniche di *spatial analysis* che sfruttano le coordinate spaziali dei punti, fornite con precisione dal sistema VMS grazie ai ricevitori GPS integrati sulle imbarcazioni, e livelli informativi di base quali linea di costa, ubicazione dei porti, batimetriche. Successivamente si è proseguito ad un'ulteriore selezione dei dati cercando di individuare le barche in funzione della loro velocità di navigazione. Questo parametro, infatti, risulta strettamente connesso all'attività di pesca, che in genere come già accennato, nelle imbarcazioni a strascico corrisponde alla velocità di circa 3 nodi, ma può variare leggermente in funzione di vari fattori: intensità delle correnti, tipologia del fondale, stato del mare, tipologia di imbarcazione. Per includere il maggior numero di punti è stato scelto un criterio conservativo di approssimazione per eccesso, ed è stato considerato come *range* di selezione l'insieme dei punti che riportano velocità di navigazione comprese tra i 2 e i 4 nodi.

Infine, per poter distinguere tra tutte le imbarcazioni che transitano nei mari sardi quelle di stanza nell'isola si è cercato di evidenziare le rotte di rientro nei principali porti della costa. A tal fine si è operato in due modi:

- dall'archivio generale sono state selezionate le imbarcazioni in navigazione ( $v > 7$  nodi) ponendo come limite di ricerca l'area compresa tra la batimetrica dei -200 metri e la costa. Velocità di navigazione e rotta consentono di ridurre i punti da prendere in esame per poter evidenziare i tragitti preferenziali di rientro in porto.
- sono stati selezionati i punti limitrofi ai principali porti pescherecci isolani e successivamente, identificati i codici delle barche, è stata ottenuta una lista univoca che ha permesso di distinguere la frequenza occasionale delle singole località di sbarco da parte di alcune imbarcazioni in transito da quella relativamente continua nel tempo tipica delle barche locali.

In questo modo quindi è stato possibile stabilire oltre al porto di pertinenza delle imbarcazioni anche quelli utilizzati abitualmente durante l'attività di pesca su banchi distanti dal porto originario.

## **Tecniche di analisi spaziale su dati VMS**

### **Identificazione del naviglio e localizzazione delle aree da pesca**

Dall'analisi dei dati VMS (oltre 6.300.000 acquisizioni tra gennaio 2004 e aprile 2007) emerge che gran parte di essi si riferisce ad aree esterne rispetto alla batimetrica dei 1000 m dei mari sardi (Fig. 12).



Figura 12 - Distribuzione dei dati VMS acquisiti nel Mediterraneo

Inoltre, si è potuto verificare un effettivo e progressivo incremento del numero di imbarcazioni monitorate che, complessivamente, passano da 490 nell'anno 2004 fino a raggiungere le 1952 unità nel 2006 (1907 nei primi quattro mesi del 2007).

Lo stesso trend crescente si è potuto appurare considerando solo i dati relativi alle imbarcazioni presenti nei mari circostanti la Sardegna (Fig. 13).

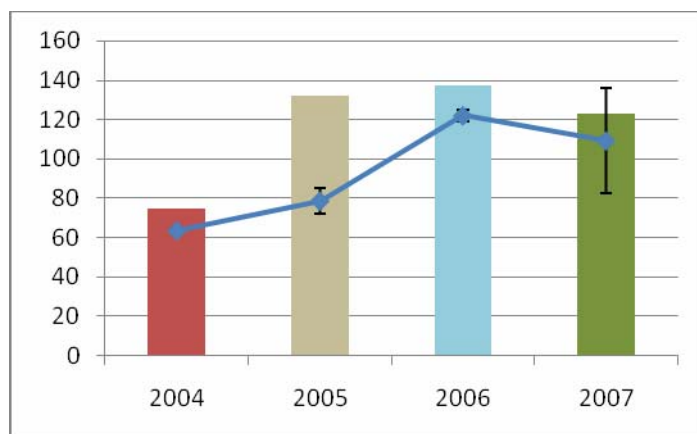


Figura 13 - Numero medio (+SE) di barche monitorate nei mari sardi (04-07)

Analizzando in modo specifico i dati relativi al numero di imbarcazioni presenti nei mari sardi si è potuta osservare una discrepanza tra il numero totale riferito all'anno e i parziali calcolati mensilmente. In particolare il numero di barche per ciascun mese risulta sempre inferiore rispetto al totale di esse presenti durante l'intero anno. Questa constatazione, evidentemente, lascia presupporre un'attività di tipo saltuario o stagionale per alcuni pescherecci che, probabilmente, operano su altri mari durante il resto dell'anno. In altre parole è verosimile che queste imbarcazioni non siano di stanza in Sardegna ma provengano da altri porti italiani.

Per testare questa ipotesi sono state esaminate tutte le rotte di navigazione delle diverse imbarcazioni (Fig. 14 e 15).

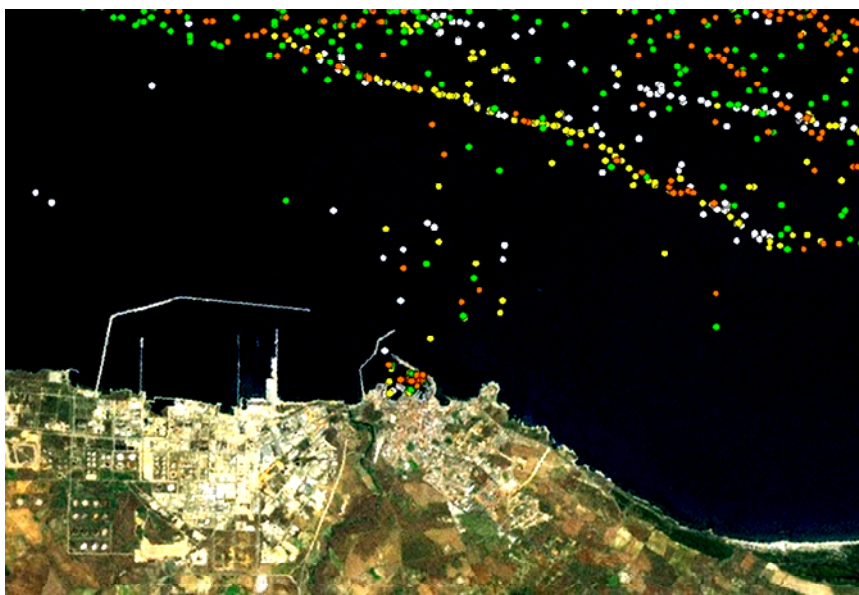


Figura 14 - Mappa delle rotte di navigazione costiera di alcune imbarcazioni





Figura 15 - Mappa delle rotte di navigazione costiera di alcune imbarcazioni

Inoltre sono stati presi in considerazione tutti i punti vms in un raggio di 1 miglio nautico dai vari porti isolani e individuate le relative barche. Il risultato dell'analisi ha consentito di ricavare un 'Indice di Frequentazione' che evidenzia come di tutte le barche che incrociano i mari sardi nel periodo considerato (143) solo 112 sono entrate in porto. Di queste inoltre, alcune entrano molto saltuariamente, altre frequentano il porto con costanza negli anni ma non nei mesi, altre ancora presumibilmente stazionano nel porto individuato (Fig. 16 e 17).

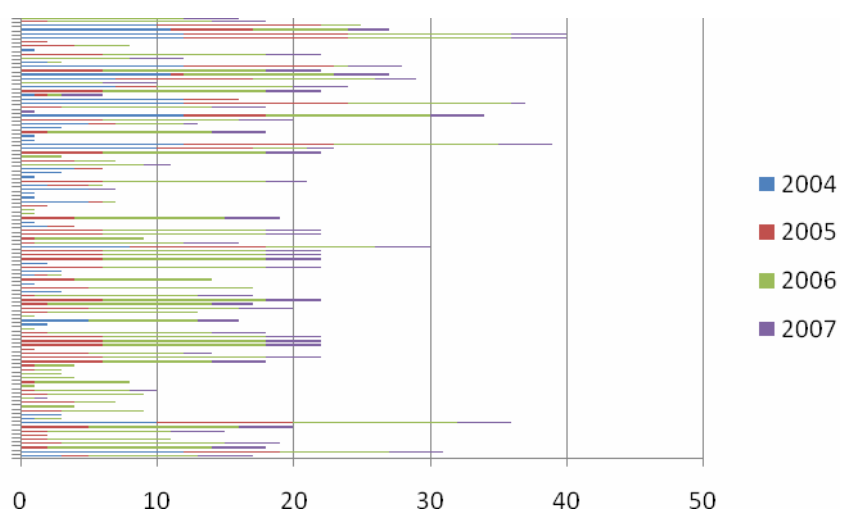


Figura 16 - Presenze mensili delle barche nei porti isolani.



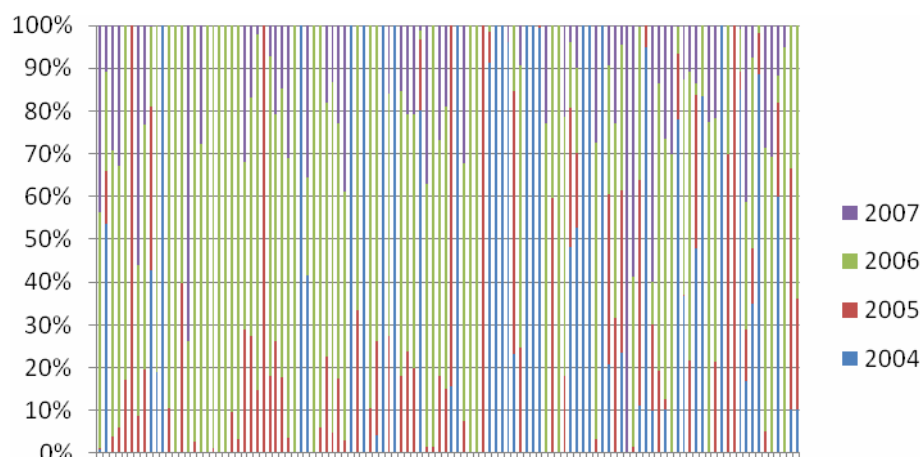


Figura 17 - Presenze percentuali delle barche nei porti isolani

Complessivamente il numero di imbarcazioni che stazionano nei porti si può ridurre a 44 (presenti in tutti i quattro mesi del 2007). Individuati i pescherecci che saltuariamente o frequentemente transitano nei mari sardi, per distinguere quelli che effettivamente esercitano un'attività di pesca a strascico, i dati sono stati elaborati tenendo conto della velocità di navigazione. Come già specificato, si è optato per un approccio conservativo che, considerando un *range* relativamente ampio (2-4 nodi di velocità di navigazione), ha permesso di includere tutti i *waypoint* connessi alle operazioni di pesca (in genere pari a circa 3 nodi). I risultati indicano che mediamente la numerosità dei dati con velocità 2-4 nodi rappresenta non oltre il 36% del totale dei punti acquisiti (Tab. 4).

Tab. 4 - Medie, deviazioni standard e percentuali dei punti totali e dei punti in pesca per ciascun anno

	2004		2005		2006		2007	
	Pesca	ALL	Pesca	ALL	Pesca	ALL	Pesca	ALL
<b>MEDIA</b>	78.8	215.7	35.4	127.1	50.8	194.7	64.6	195.9
<b>SD</b>	91.5	210.6	53.5	189.5	71.8	236.5	85.9	280.1
<b>%</b>	<b>36.5</b>		<b>27.9</b>		<b>26.1</b>		<b>33.0</b>	

Naturalmente se si considerano la numerosità media dei punti acquisiti per singola barca e anno si ottiene una distribuzione estremamente asimmetrica (positiva) e caratterizzata da un alto grado di dispersione (Fig. 18).



Il passaggio dalle informazioni puntuali al tema poligonale è stato ottenuto mediante un grid regolare di maglia 500 m sovrapposto all'area di studio in cui sono state selezionate le celle in cui ricadevano le informazioni puntuali (Fig. 20).

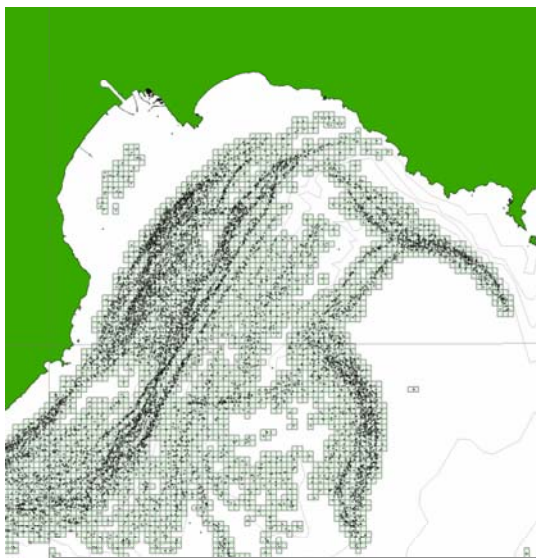


Figura 20 - Grid e buffer dei punti VMS con velocità da pesca

La rappresentazione ottenuta risulta soddisfacente se si considera una scala compresa tra 1:500.000 e più di 1:1.000.000. A livelli di scala più fine (al di sotto di 1:250.000) dalla rappresentazione emergono in realtà alcuni dettagli (Fig. 21) che evidenziano l'incongruità di certe informazioni.

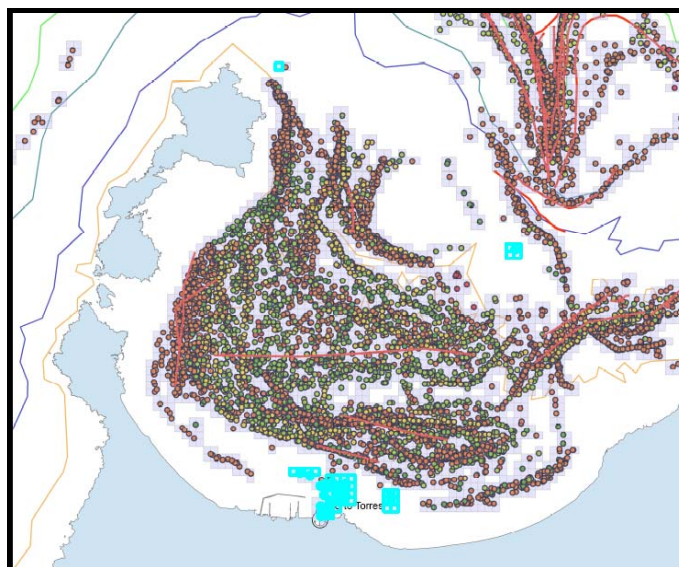


Figura 21 - Visualizzazione (in celeste) di punti non coerenti con le attività di pesca

Tramite tecniche di analisi spaziale in ambito GIS, è stata calcolata l'estensione totale delle aree da pesca che ricoprono una superficie pari a circa 11.900 km<sup>2</sup>. Complessivamente, tali aree (comprese tra la linea di costa e la batimetrica dei 1000 m) rappresentano la superficie dei fondi strascicabili stimata pari al 38% della superficie totale.

Per la verifica dell'estensione delle aree che ricadono sulla piattaforma continentale (0-200 m) e di quelle localizzate oltre il limite della platea (200 m), sono state successivamente utilizzate i limiti delle batimetriche dei mari sardi. Il risultato è mostrato nella tabella seguente (Tab. 5)

Tab. 5 - Superfici totali, delle aree da pesca e relative estensioni percentuali

	Mari (1000 m)	Sardi	Piattaforma continentale	Scarpata e batiale	12 miglia
Superfici totali in km <sup>2</sup>	30449		14724	15724	18123
Superfici aree da pesca in km <sup>2</sup>	11702		5562	6140	6352
% aree da pesca rispetto al totale	38%		18%	20%	21%

Ultimo dato interessante è rappresentato dalla superficie dei fondi da pesca che ricadono nelle acque territoriali della Sardegna, che corrisponde a circa 6350 km<sup>2</sup>, poco più del 18% del totale dell'area entro le 12 miglia. L'estensione di queste aree comprese nelle acque territoriali corrisponde al 54% delle aree da pesca totali e poco più del 21% del totale dei mari sardi.

Per la caratterizzazione delle aree da pesca dei mari sardi si è infine proceduto a integrare altre informazioni (rotte commerciali di imbarcazioni a strascico, batimetrie, ubicazione dei porti) che ha permesso di definire in modo dettagliato le aree da pesca isolate.

Nuovi banchi sono stati aggiunti laddove la sovrapposizione dei due livelli informativi (punti VMS e rotte commerciali) non coincideva. La nuova carta delle zone e dei banchi da pesca sardi ha costituito la base cartografica su cui sviluppare successive analisi (Fig. 22).

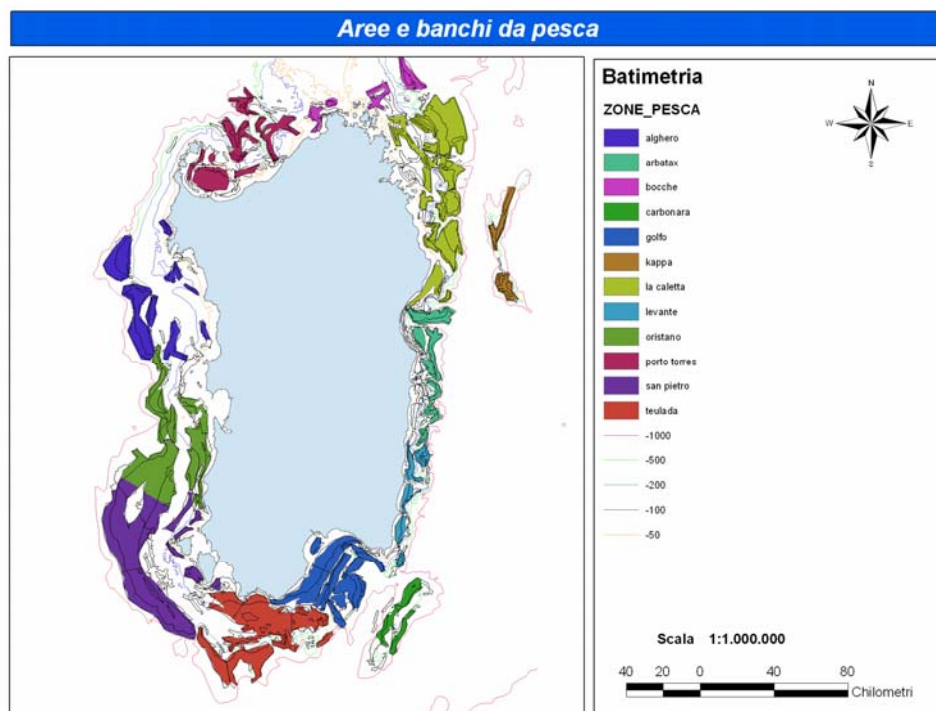


Figura 22 - Aree e banchi da pesca sfruttati dalla flotta a strascico isolana

Come si evince dalla cartografia riportata precedentemente per la zona strascicabile dei mari circostanti la Sardegna è stato possibile individuare 12 zone di pesca, che a loro volta si suddividono in 98 banchi concentrati prevalentemente nella costa occidentale. In termini percentuali le aree da pesca con le maggiori superfici sono quelle di San Pietro e Oristano (Fig. 23).

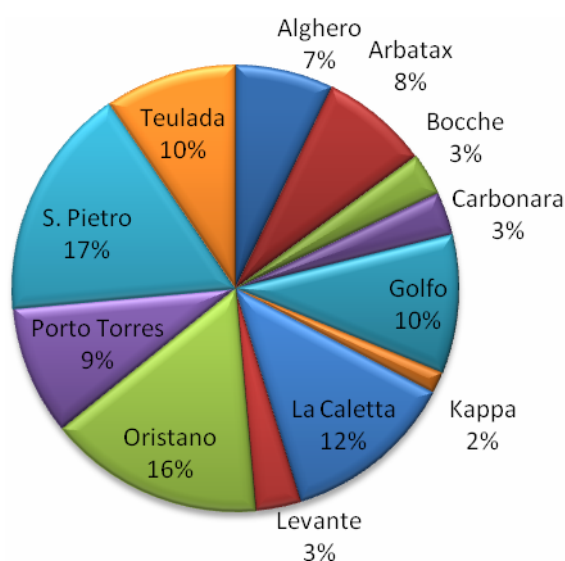


Figura 23 – Valori % dell'estensione delle 12 aree da pesca isolate

### Analisi temporale dello sforzo da pesca

Le informazioni VMS sono state utilizzate per effettuare un'analisi combinata tra variabili spaziali e variabili temporali. In particolare si è cercato di far emergere la variabilità annuale dello sforzo di pesca in funzione dell'attività svolta giornalmente e mensilmente dalle imbarcazioni della marineria isolana monitorate.

I dati VMS hanno una frequenza media poco variabile negli anni (compresa tra 1,5 e le 3 ore) e quindi possono essere utilizzati per stimare un indice di frequentazione dei banchi da pesca e l'attività delle imbarcazioni monitorate. Poiché la frequenza di acquisizione dei dati VMS è poco variabile su scala temporale, è possibile confrontare dati acquisiti in differenti anni. Inoltre la frequenza di acquisizione costante garantisce la stessa probabilità di rilevazione del punto nave associato ad una barca effettivamente in pesca anche nel caso in cui la durata della cala sia inferiore alla frequenza di acquisizione del dato (soprattutto nelle cale costiere, entro i 100 m di profondità). Il dato può risultare leggermente sovrastimato nelle aree in cui la durata media della cala è pari o superiore alle 4 ore, poiché il sistema sicuramente acquisisce diversi punti centrati sulla cala. Il numero totale di punti nave acquisiti con velocità compresa tra 2 e 4 nodi, in relazione all'ora e data di acquisizione permette di stimare e caratterizzare i periodi di maggiore attività su diverse scale temporali (Fig. 24).

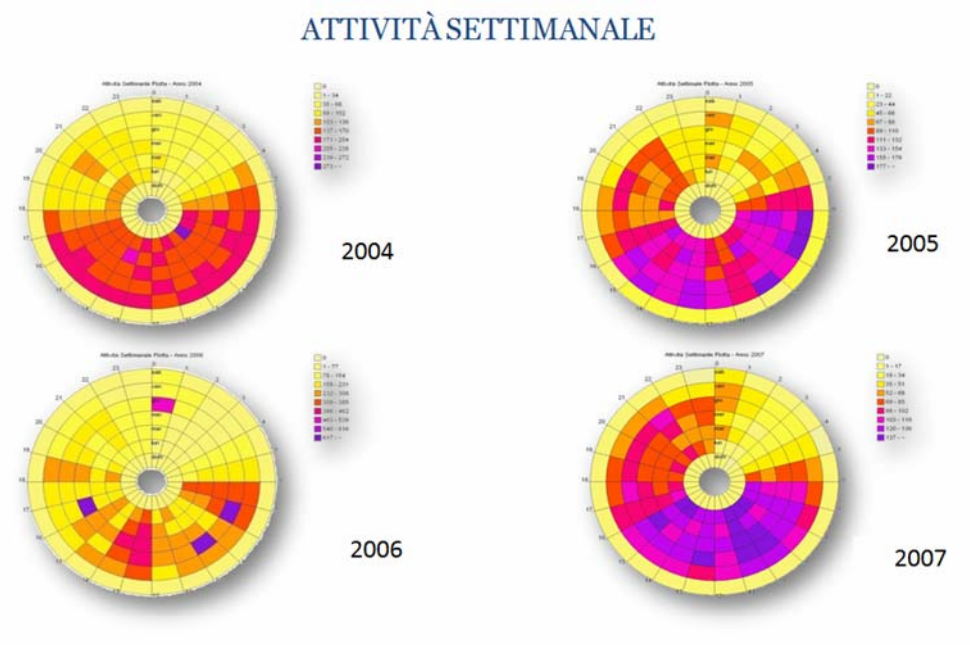


Figura 24 - Attività di pesca settimanale nei mari isolani monitorata con il sistema VMS (gennaio 2004- marzo 2007)



Tenendo in considerazione il numero di punti rilevati per fascia oraria giornaliera nell'arco dell'anno possiamo ottenere una rappresentazione della ripartizione dello sforzo settimanale prodotto dalle imbarcazioni in attività. Nel 2004, dai risultati emerge che l'attività settimanale di pesca è concentrata in prevalenza nelle fasce orarie comprese tra le 06.00 e le 17.00 (inizio settimana) e dalle 05.00 alle 18.00 (fine settimana). Il numero di punti analizzati indica un'attività meno intensa tra le 18.00 e le 23.00 (le 22 il venerdì). Dalle ore 23.00 alle 4.00 del mattino le imbarcazioni rientrano generalmente nelle località di sbarco per consegnare il pescato e terminare la giornata di lavoro. Per quanto riguarda il 2005 le analisi rivelano una ripartizione dell'orario giornaliero dell'attività di pesca più omogenea. Il picco dell'attività è compreso tra le 5.00 e le 17.00 ma, nel corso della settimana, si registra una buona attività legata alla fascia oraria serale (18.00 e le 22.00) e in quella mattutina (04.00-05.00). I dati del 2006, la cui numerosità è maggiore rispetto ai dati relativi agli anni precedenti, mostrano l'intensificazione dell'attività di pesca in determinate fasce d'orario del mattino e del pomeriggio (05.00-19.00). Nelle ore serali si rilevano le ultime operazioni di pesca della giornata tra le 19.00 e le 22.00 e soprattutto nel fine settimana tra le 24.00 e l'1.00 (Fig. 5). Per quanto riguarda l'anno 2007, i dati evidenziano picchi massimi di attività compresi nella fascia oraria 06.00-17.00. Il venerdì la fascia d'orario serale si riduce di circa due ore (tra le 17 e le 22) probabilmente a causa del rientro in porto delle imbarcazioni per il fermo tecnico settimanale (Fig. 25).

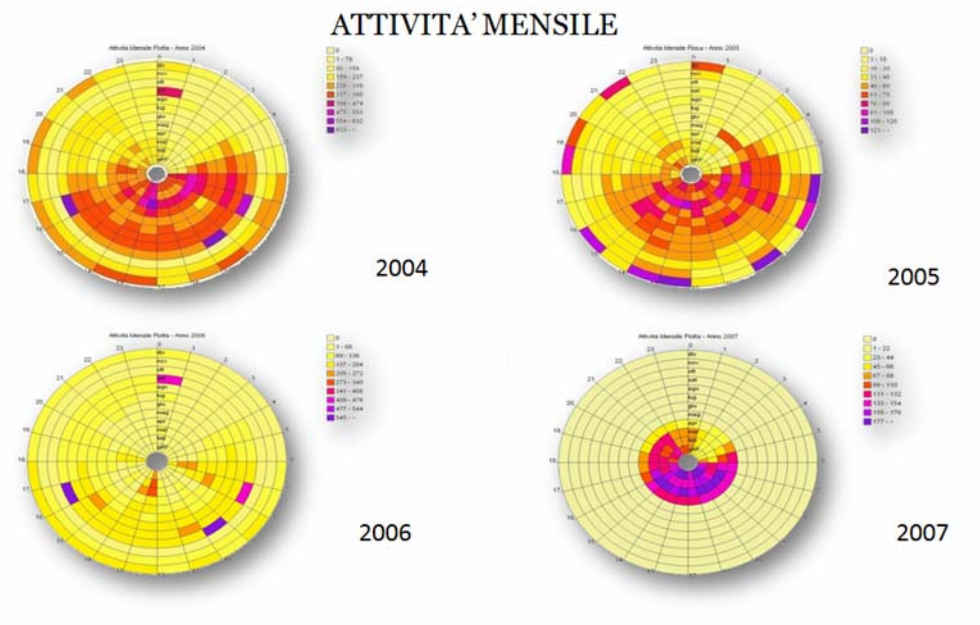


Figura 25 - Attività di pesca mensile nei mari isolani monitorata con il sistema VMS (gennaio 2004- marzo 2007)

Su scala mensile, l'attività giornaliera di pesca nell'anno 2004, si è concentrata soprattutto nei mesi primaverili-estivi (maggio-agosto) e immediatamente dopo il fermo, durante il mese di novembre. Negli ultimi mesi dell'anno il fermo biologico (15 Settembre – 30 Ottobre) svolge un ruolo importante nel determinare l'attività di pesca. Si osserva infatti una riduzione e cessazione anticipata dell'attività nei mesi di Settembre e Ottobre, a cui segue nel mese di Novembre una ripresa dell'attività progressiva. A conferma della coerenza dei dati acquisiti, è possibile osservare nel grafico come la durata dell'attività sia strettamente legata alle ore di luce della giornata. Nei mesi estivi, l'attività inizia infatti con un'ora di anticipo alle 4.00 del mattino.

I dati relativi al 2005 non differiscono significativamente dall'anno precedente. Nei mesi compresi tra Gennaio e Agosto, si registrano valori di molto alti, con l'unica eccezione nel mese di Dicembre in cui si osservano dei picchi di attività. A conferma della variazione stagionale dell'attività, mediamente nei mesi estivi l'orario di inizio è anticipato di circa un ora rispetto all'attività invernale.

Nel 2006 l'attività annuale mostra una continuità con quella degli anni precedenti. Nei mesi estivi (Luglio–Settembre) l'attività lavorativa giornaliera si amplia a circa 19 ore, con picchi di attività compresi tra le 5.00 e le 17.00. Nei mesi di Ottobre e Novembre si ha la consueta riduzione di dati a causa del fermo biologico che in quest'anno è stato istituito dal 26 Settembre al 9 novembre nella costa orientale e dal 10 ottobre al 23 novembre per i rimanenti versanti. L'attività a Dicembre è più intensa tra le 7 e le 19.

L'analisi dei dati del 2007 riferiti ai primi quattro mesi dell'anno conferma l'andamento osservato nei tre anni precedenti, con picchi di attività tra le 5.00 e le 17.00.

### **Analisi spaziale dello sforzo da pesca**

Nelle differenti zone da pesca lo sforzo delle imbarcazioni sarde è ripartito sulla base di una attività di carattere prettamente stagionale. Ciascuna imbarcazione dello strascico isolano opera abitualmente in un numero di zone da pesca compreso tra un massimo di 2,6 e un minimo di 1. Il periodo in cui si registra la riduzione e successiva cessazione dell'attività delle imbarcazioni è quello compreso tra Ottobre e Novembre, periodo in cui in Sardegna entra in vigore il fermo biologico della pesca. La differente numerosità dei dati acquisiti in relazione agli anni considerati è da considerarsi il fattore di maggior distorsione in questo tipo di analisi.

Il 2004, primo anno di acquisizione, è caratterizzato da un andamento piuttosto irregolare con un indice di attività che oscilla tra un massimo di 2,5 zone/anno nel mese di Aprile e un minimo di 1 zona di pesca per imbarcazione ad Ottobre. Nel 2005 il picco di attività si osserva a febbraio a cui segue un graduale



decremento che termina con un valore minimo di 1,5 zone a fine anno. Il 2006 risulta essere il primo anno in cui è possibile osservare un trend costante che varia tra i valori 1,5 e 2 zone sfruttate. Questo andamento è confermato anche per i primi mesi del 2007, probabilmente legato ad una acquisizione di dati più continua e costante (Fig. 26).

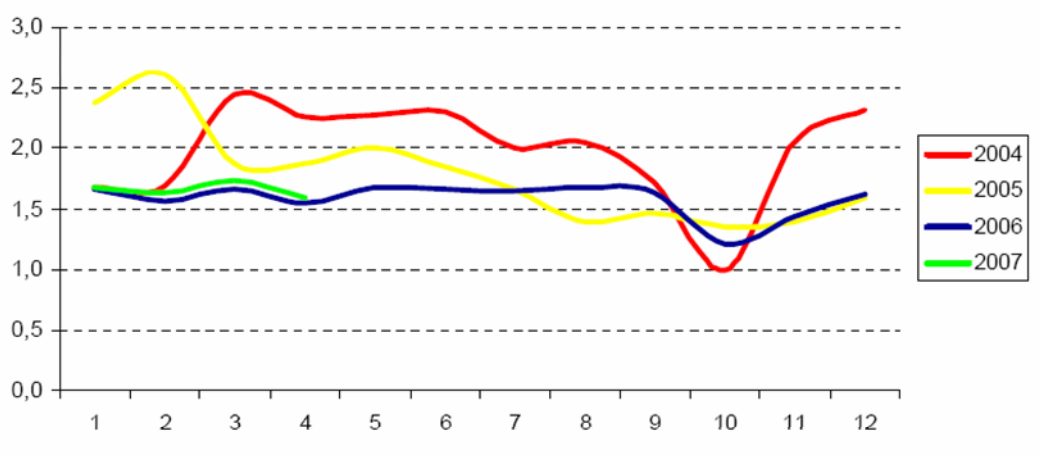


Figura 26 - Numero medio delle zone da pesca sfruttate dalle imbarcazioni isolane

Da una specifica analisi dei dati relativi al numero di banchi sfruttati annualmente, si osserva il medesimo trend variabile ma ad una scala di maggiore dettaglio spaziale. Nel 2004 le imbarcazioni operano mediamente su un numero minimo di 1 banco (Ottobre) fino ad un massimo di sei banchi (Marzo- Aprile e Dicembre). Nel 2005 i valori medi presentano un andamento decrescente con variazioni comprese tra 6 banchi nel mese di Gennaio e 3,5 banchi in quello di Dicembre. Il 2006 mostra un andamento annuale che oscilla costantemente tra un minimo di tre e un massimo di quattro banchi sfruttati. I valori rilevati per i primi quattro mesi del 2007 evidenziano un trend simile a quello precedentemente descritto (Fig. 27).

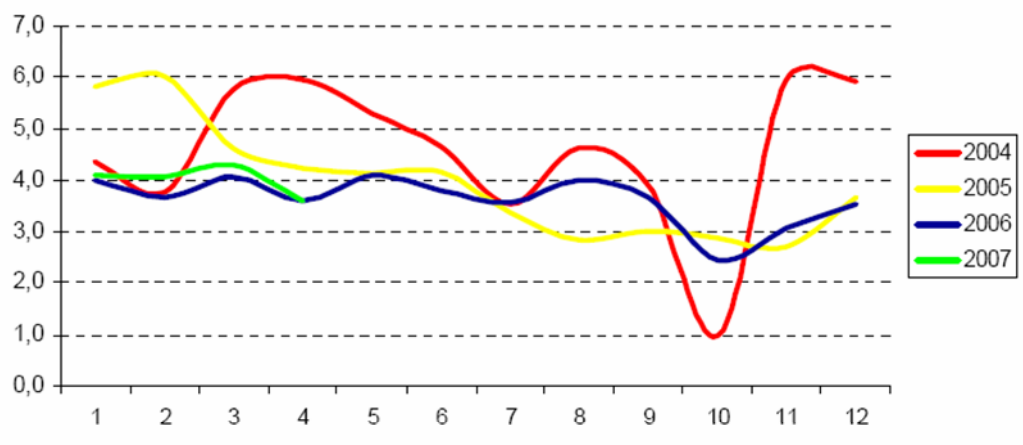


Figura 27 - Numero medio dei banchi da pesca sfruttati dalle imbarcazioni isolane

Nella seconda fase del nostro studio si è cercato di individuare i banchi da pesca effettivamente sfruttati dall'attività di prelievo attraverso dati generali sullo sforzo di pesca nelle principali zone e soprattutto sulla base del numero di imbarcazioni appartenenti alla flotta attiva della marineria isolana.

Dall'analisi complessiva dei quattro anni, si può concludere che la principale attività di pesca isolana sia concentrata sul versante Sud-Occidentale della costa. Le zone di pesca denominate Golfo, Teulada, S.Pietro e Oristano, sono le aree in cui si rilevano il maggior numero di imbarcazioni in attività, mediamente tra le 20 e le 30 unità al giorno. Altre zone a cui sono associati discreti valori dell'indice di attività di pesca a strascico sono Alghero, Porto Torres e Arbatax in cui in media svolgono giornalmente la propria attività un numero compreso tra le 10 e le 12 imbarcazioni a strascico. La costa nord-orientale, invece, è quella in cui si registra un minor sforzo di pesca, poiché il numero medio di barche varia tra 3 e 10 (Fig. 28).

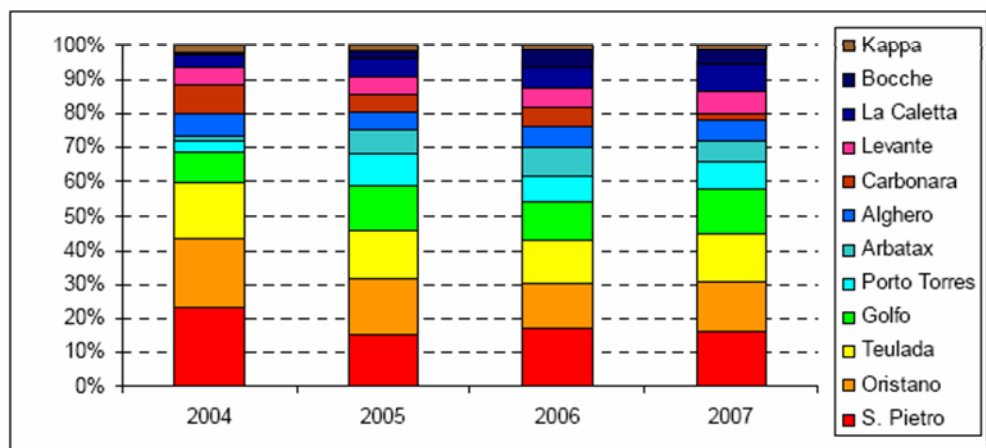


Figura 28 - Ripartizione percentuale del numero di barche che mediamente operano nelle zone da pesca isolate

Per un'ulteriore rappresentazione dello sforzo esercitato sulle principali aree da pesca sarde, è stato successivamente stimato il numero di giornate da pesca complessive riferite alle singole zone. Per poter confrontare i dati si è proceduto alla standardizzazione del numero di giornate lavorative in funzione della superficie totale delle singole aree di pesca (Fig. 29).

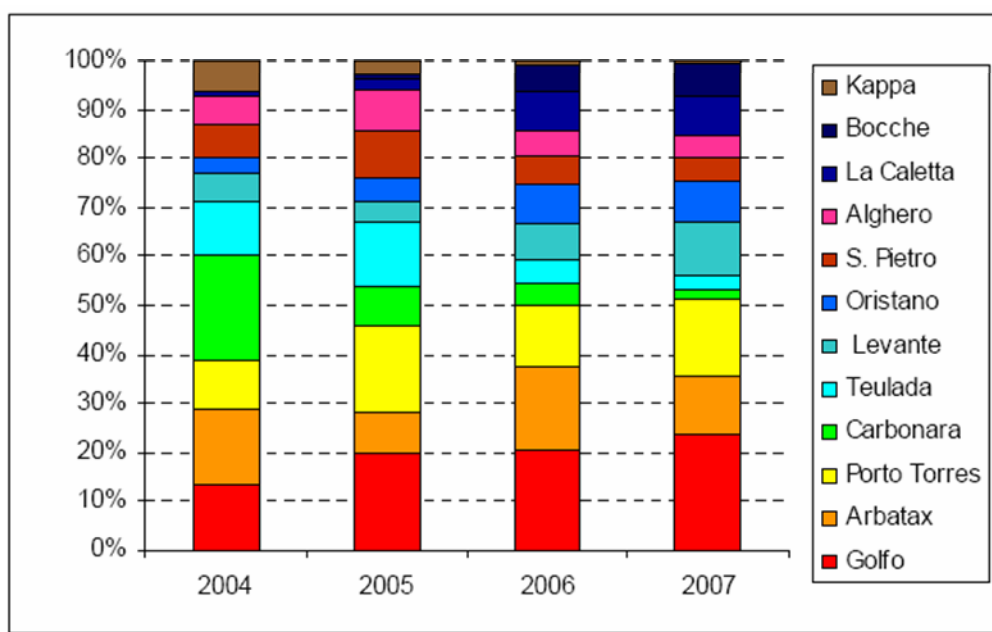


Figura 29 - Ripartizione percentuale dello sforzo annuale in termini di giornate totali per unità di superficie delle zone da pesca isolate

Nei mari Sardi il 50% circa dell'attività di pesca si concentra in tre zone principali: il Golfo di Cagliari, Arbatax e Porto Torres. Il Golfo risulta essere per tutti gli anni considerati la zona in cui si registra il maggior sforzo, corrispondente a al 20% circa di quello isolano. Le zone di Arbatax e Porto Torres benché presentino una maggiore variabilità annuale, rappresentano insieme circa il 25-30% dello sforzo dell'intera marineria monitorata. Nell'area di San Pietro si osserva un'attività costante negli anni; nelle rimanenti zone l'attività è invece molto variabile negli anni. In alcune zone l'attività dello strascico è molto limitato, o addirittura assente in alcuni anni. Le Bocche di Bonifacio, la Caletta e Alghero nel nord Sardegna nei primi due anni mostrano indici di sfruttamento molto bassi compresi tra l'1% e il 5%. La zona denominata Kappa risulta tra le 13 zone definite quella meno sfruttata.

È opportuno sottolineare nuovamente che i risultati ottenuti dall'analisi dei dati relativi al 2007 potrebbero risentire del carattere stagionale dell'attività di pesca poiché questa zona viene sfruttata abitualmente nel periodo estivo e autunnale.

#### **IL MODELLO PER LA STIMA DELLO SFORZO DA PESCA E LE CATTURE IN MARE**

Lo sforzo di pesca è correlato a tante variabili, quali ad esempio la profondità e la natura dei fondi, la distanza dai porti, le condizioni meteomarine, le aree di pesca e la geomorfologia dei fondali. Diversi autori hanno tentato di utilizzare parzialmente queste informazioni per giungere ad una quantificazione oggettiva dello sforzo. In genere i risultati derivano da approcci che tendono a generalizzare notevolmente le informazioni di partenza, senza pesare opportunamente le differenze che si riscontrano tra le varie tipologie di imbarcazioni e il loro modo di operare su scala locale. Per questo motivo e soprattutto su piccola scala, i risultati di tale processo non consentono una visione realistica delle attività e degli sforzi esercitati dalla flotta locale.

Per ovviare a questi inconvenienti è stata elaborata ed applicata una nuova metodologia che, pesando diversi fattori, tenta di rendere più attendibile la stima dello sforzo di pesca prodotto sulle risorse demersali dei mari sardi.

La progettazione del modello che abbiamo sviluppato è stata fatta tenendo conto dei dati a disposizione e delle relative limitazioni. I presupposti di cui è necessario tener conto sono diversi:

- a) anzitutto, modellizzare l'attività dei pescatori è estremamente difficile perché parecchi operatori seguono una prassi lavorativa molto variabile e, per giunta, sono generalmente diffidenti nel fornire informazioni veritiere che possano ricondurre alla loro attività in modo dettagliato;
- b) i dati VMS non includono tutta la marineria, ma solo quella a strascico, e inoltre sono limitati solo a imbarcazioni con determinate caratteristiche,

peraltro note solo parzialmente per via delle limitazioni legate alla loro “sensibilità”;

- c) le campagne sperimentali, seppur limitate ad alcuni periodi dell’anno offrono una discreta copertura spaziale, utile quando si vuole determinare la risorsa su vasta scala. Il loro utilizzo, naturalmente, implica alcune limitazioni quando si vogliono estrapolare stime delle catture riferite ai dati della flotta commerciale.

Il cuore del modello GIS sviluppato è rappresentato dai dati VMS che, come abbiamo già discusso, hanno permesso di identificare per i mari sardi le principali aree da pesca e, soprattutto, di stimare in termini di sforzo l’attività della marineria locale (Fig. 30).

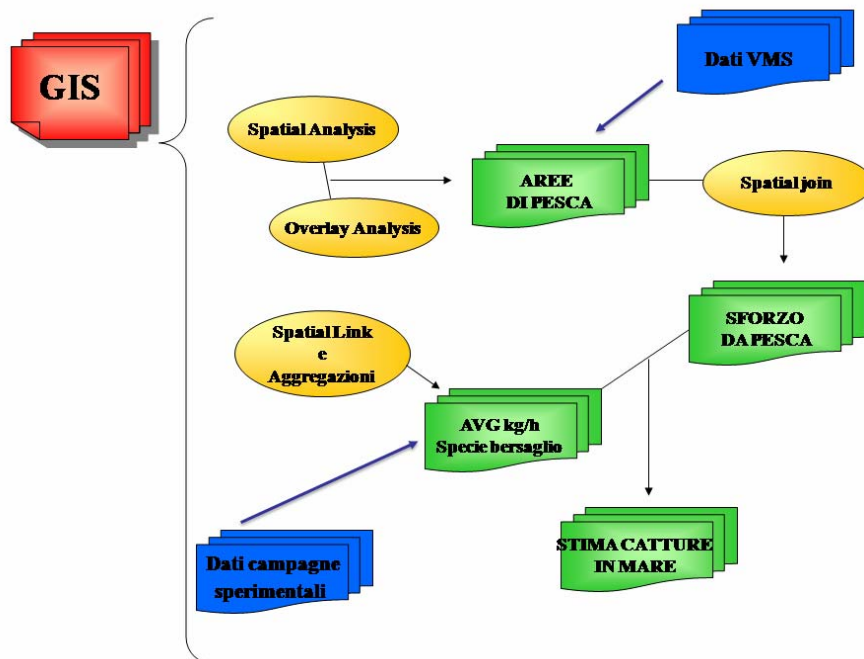


Figura 30 – *Flow chart* del modello GIS. In blu i dati di partenza, in giallo le tecniche di analisi, in verde i risultati ottenuti.

Successivamente tecniche di *join spaziale* hanno permesso di collegare, per ogni imbarcazione, le informazioni georiferite nello spazio e nel tempo alle aree da pesca. In questo modo si è potuto procedere con le analisi e stimare la distribuzione dello sforzo sommando le giornate spese da ogni imbarcazione sulle diverse aree. Per standardizzare questa stima il dato è stato rapportato all’unità di superficie (km<sup>2</sup>).

La localizzazione e delimitazione dei banchi di pesca è stata ottenuta digitalizzando i tracciati G.P.S. delle cale commerciali ed utilizzando i dati VMS per procedere alla definizione dei temi vettoriali (poligoni). Successivamente, ogni

banco è stato associato alle relative aree di pesca in cui le flotte delle principali località di sbarco dell'isola svolgono la propria attività.

L'algoritmo utilizzato per stimare lo sforzo è il seguente:

$$E_{i,j} = \sum_{j=1}^N \frac{\sum_{i=1}^{N_j} h * Score_{Nj} * TSL}{A_j}$$

where  
E<sub>ij</sub> = Total effort on fishing grounds  
j = Fishing bank  
i = Fishing boat  
h = Average working hour day<sup>-1</sup>  
N = Total number of fishing banks  
TSL = Boat Tonnage  
N<sub>j</sub> = Boat on bank j  
A<sub>i</sub> = Area of fishing bank i  
Score<sub>Nj</sub> = score to weight and partitioning the fishing activity of N<sub>j</sub>

Una volta definite le aree da pesca e le modalità dell'attività della marineria isolana abbiamo cercato di integrare questi dati con quelli raccolti nell'ambito delle campagne commerciali per ottenere, seppur in modo approssimato, un valore di riferimento delle possibili quantità catturate in relazione allo sforzo esercitato.

Per quanto riguarda la stima delle catture i dati delle campagne sperimentali effettuate dal 1993 con imbarcazioni e attrezzature commerciali (campagne GRUND) sono stati utilizzati come base di partenza per ricavare, attraverso metodi di sovrapposizione, link spaziali e aggregazioni, rendimenti medi standardizzati (kg/h) per ogni banco da pesca e relativi alle specie bersaglio considerate. Per ottenere delle stime più attendibili questi rendimenti medi sono stati calcolati anche tenendo conto dei principali strati batimetrici (gli stessi considerati nel disegno di campionamento del *survey* sperimentale).

Il nuovo livello informativo ottenuto (rese medie per specie, banco e strato batimetrico) è stato utilizzato per elaborare ulteriormente i dati che si riferiscono alle stime sullo sforzo nei mari sardi. Infatti, assumendo che questo valore sia una stima affidabile delle catture che in media si possono ricavare operando in una determinata area si può utilizzare questa informazione per incrociarla con i dati di sforzo ripartiti nello spazio e nel tempo ricavati precedentemente, e ottenere un nuovo tematismo che permette di evidenziare quali sono le aree in Sardegna dove la risorsa viene prelevata in maggiori quantità.

In particolare questa elaborazione, tenendo conto del numero di giornate totali di attività per ogni barca sui banchi, del valore medio di ore in pesca, calcolato a sua volta attraverso la differenza delle ore richieste per la navigazione (> 7 nodi) e per le operazioni tecniche necessarie per calare e salpare le reti, permette di stimare le rese totali di ogni imbarcazione per specie bersaglio.

La sommatoria di questi valori restituisce la produzione stimata per la marineria sarda considerata. I risultati ottenuti mostrano per il merluzzo le zone di maggiore ricchezza concentrate nella costa sud-occidentale, in particolare modo in corrispondenza di Teulada, Oristano e Alghero (Fig. 31).

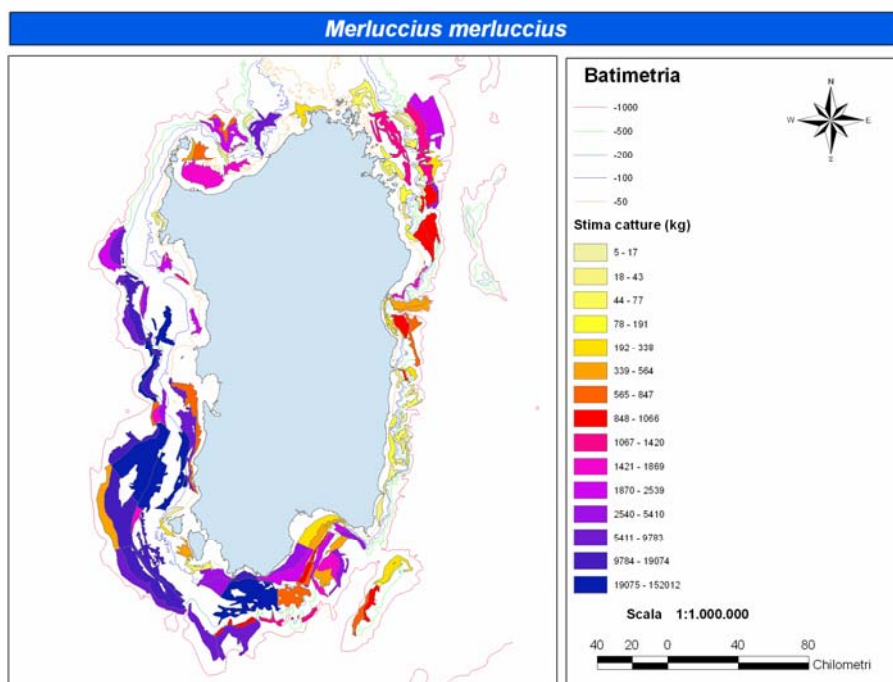


Figura 31 – Carta dei rendimenti medi (dati sperimentali) e delle catture stimate sulla base dello sforzo delle imbarcazioni monitorate per *M.merluccius*

## Discussione

La determinazione delle aree da pesca mediante l'uso dei sistemi tecnologici e informatici sopra descritti ci permette di ottenere un quadro abbastanza chiaro di quelle che sono le zone abitualmente sfruttate dalle flotte a strascico che operano nei mari sardi. Queste informazioni rappresentano un elemento importante per pianificare le modalità di gestione delle risorse alieutiche più idonee a garantire una pesca responsabile e uno sforzo sostenibile.

Lo studio è stato caratterizzato da una certa difficoltà, a causa soprattutto della complessità della banca dati: ciò ha richiesto un supporto informatico adeguato e potente capace di gestire i software utilizzati per le interrogazioni del geodatabase.

Altre problematiche sono state riscontrate a causa della forte variabilità nella frequenza di acquisizione dei dati: le registrazioni VMS infatti risultano circa ogni 6 ore nel 2004 e circa ogni due ore nel 2007. A seconda del giorno e a prescindere dall'anno, inoltre, sono possibili acquisizioni ogni ora. Frequenze di acquisizione più ravvicinate, ad esempio ogni mezz'ora, permetterebbero un'analisi sicuramente più fine dei dati (ad esempio sulla durata delle cale ecc..) per meglio definire le rotte e le attività dei pescherecci (Deng *et al.*, 2005). A complicare ulteriormente l'elaborazione e la selezione dei dati sono stati alcuni evidenti errori di acquisizione del sistema che mostrano chiaramente l'incoerenza di alcuni dati e che, di fatto, hanno complicato notevolmente il lavoro di pulizia e selezione dei dati, rallentando i tempi necessari per l'analisi.

In definitiva l'utilizzo dei dati VMS, già di per sé una vera rivoluzione per ciò che riguarda il monitoraggio dei pescherecci, risulterebbe sicuramente più efficace elevando la frequenza di acquisizione del dato, in modo tale da stabilire la durata medie delle cale commerciali, comprese quelle sottocosta (di norma più corte), e descrivere quindi con una maggior accuratezza quelle che sono le aree sfruttate dalle flotte a strascico.

E' importante sottolineare l'importanza dell'acquisizione dei dati ottenuti con questi sistemi per la definizione delle aree di pesca ed il monitoraggio dell'attività dei pescherecci. Si tratta infatti dell'unica alternativa percorribile, con risorse relativamente limitate, alle informazioni difficilmente reperibili, sulle rotte e sulle velocità di navigazione che solo i pescatori conoscono e possono fornire.

Come si evince dai risultati l'area strascicabile è sicuramente più ridotta di quanto in realtà si possa pensare e si consideri. Quest'elemento diventa importante nel momento in cui si cerca di ridistribuire lo sforzo per unità di superficie. Le stime dello sforzo effettivo della flotta a strascico ottenute finora, quindi, andrebbero ricalibrate tenendo in considerazione dei risultati ottenuti in questo lavoro.

Altro elemento importante ai fini gestionali è la constatazione che le aree da pesca entro le 12 miglia complessivamente corrispondono a circa il 54% dell'estensione delle acque territoriali. Analizzando le presenze mensili di ciascuna barca nei porti isolani emerge che alcune di esse mostrano frequenze variabili di entrata nei porti a seconda dell'anno e anche dei mesi. Nel caso in cui le presenze siano regolari ogni mese ma manchino o siano incomplete nei primi anni ciò può essere legato al ritardo di installazione dell'apparato di controllo satellitare (bluebox) del sistema VMS da parte dei pescherecci. Nel caso in cui le presenze varino mensilmente, indipendentemente dall'anno e dall'adesione delle barche al sistema, ciò può significare che la presenza di queste barche nei porti isolani sia solo per scali tecnici e non per la loro pertinenza ad essi. In definitiva, dai risultati ottenuti si presume che un numero limitato di imbarcazioni opera stagionalmente nei mari sardi e non sono iscritte nei compartimenti della Sardegna (Fig. 32).





Figura 32 - Un esempio di imbarcazioni non sarde che effettuano la pesca Mediterranea

Per avere un'ulteriore conferma di questa ipotesi sarà necessario disporre di informazioni più dettagliate circa le imbarcazioni, ed essendo questi dati sensibili, per ora non sono state fornite. Queste informazioni, peraltro, sarebbero molto utili per definire spazialmente e temporalmente l'attività di barche appartenenti a differenti classi di tonnellaggio. Le applicazioni future di questi risultati riguarderanno quindi lo sviluppo di un sistema GIS per l'analisi spaziale dello sforzo di pesca e dei cambiamenti stagionali nelle strategie della pesca a strascico.

## CAPITOLO VI – LE RISORSE DEMERSALI

Lo scopo di questo capitolo è fornire un quadro metodologico generale a cui riferirsi per interpretare le analisi e i risultati che verranno proposti nei capitoli successivi.

### L'IMPORTANZA DELLE CAMPAGNE DEMERSALI

Tra le attività che maggiormente incidono sulle condizioni degli stock ittici del Mediterraneo, la pesca a strascico esercitata lungo le coste della nostra isola, si basa fundamentalmente sul successo del reclutamento.

Un fallimento in questa fase del ciclo produttivo potrebbe tradursi in una riduzione importante della biomassa pescabile per lo stock ittico. Per molte specie demersali, quindi, sarebbe auspicabile un incremento della taglia di prima cattura ed una diminuzione della mortalità da pesca delle forme giovanili. Tale riduzione, secondo un progetto di gestione responsabile della pesca, può essere ottenuto incidendo sulle componenti “tempo” e “spazio” dello sforzo di pesca secondo criteri che derivano dalla ricerca e dall'approfondimento delle conoscenze nel campo delle risorse biologiche demersali.

Nei mari italiani, tali conoscenze sono principalmente dovute ai progetti di ricerca condotti nell'ambito sia dei Programmi Nazionali di Valutazione delle Risorse (L.N. 41/1982; Relini, 2000), sia dei Programmi dell'Unione Europea (e.g. Medits; Bertrand *et al.*, 2000) entrambi basati sui trawl-survey, i quali hanno permesso di investigare la distribuzione delle risorse ittiche demersali (Ardizzone e Corsi, 1997) nonché, con particolare riferimento a quelle più importanti (specie bersaglio), la loro struttura e dinamica di popolazione.

Walsh *et al.*, hanno enumerato 76 fattori che contribuiscono all'incertezza nelle catture della pesca a strascico. Tuttavia per un particolare stock in una area conosciuta le operazioni di prelievo possono ottenere, in alcune condizioni, catture sufficienti per la stima della densità locale.

I sistemi informativi geografici, GIS, rivestono un ruolo determinante nei vari aspetti della gestione e analisi dei dati georeferenziati raccolti nelle campagne sperimentali di pesca a strascico o *Trawl Survey* (Fortunati *et al.*, 2002; Issak e Hubert, 1997), nei processi di localizzazione degli EFH quali le aree di *nursery*, di riproduzione e di alimentazione (Stoner *et al.*, 2001) e nella valutazione degli effetti della pesca commerciale sulla popolazione ittica nelle aree strascicabili (Shirley, 1997).

Il GIS che abbiamo realizzato nell'ambito di questa tesi sfrutta i dati provenienti dai trawl survey GRUND e MEDIT effettuati nel periodo 1994 -2006.

GRUND (*Gruppo Nazionale Demersali*) è un programma di ricerca condotto a livello nazionale, iniziato negli anni ottanta, finalizzato all'acquisizione di informazioni sulle catture, sullo sforzo di pesca e più in generale sulla biologia delle risorse ittiche Mediterranee sfruttate con la pesca a strascico (le cosiddette "Risorse Demersali").

MEDIT (*Mediterranean International Trawl Survey*) è un programma di ricerca internazionale, avviato nel 1994, che ha come principale obiettivo lo studio delle risorse demersali su scala Mediterranea lungo le coste Mediterranee e il consolidamento di una banca dati che necessaria per valutare le variazioni nelle abbondanze relative, in biomassa, e nella struttura demografica delle principali specie sfruttate (Bertrand *et al.* 2002). Nel progetto ai partner iniziali, Spagna, Francia, Italia e Grecia, si sono aggiunti nel corso degli anni i principali paesi che si affacciano sull'Adriatico, Slovenia, Croazia e Albania, il Marocco e Malta.

La principale differenza tra i due survey, a parte la scala spaziale, consiste nell'utilizzo di reti a strascico che presentano differenze strutturali:

- la rete MEDIT, è progettata appositamente per avere una rete unica capace di campionare adeguatamente i popolamenti demersali a tutte le profondità e in tutte le aree del Mediterraneo caratterizzate da fondi di pesca sono molto eterogenei (Fiorentini & Dremière, 1996). Le caratteristiche della rete si riassumono essenzialmente in una un'apertura verticale (2 metri) leggermente superiore rispetto alle comuni reti da pesca utilizzate per scopi commerciali e per il sacco dotato di una maglia non regolamentare di 20 mm (maglie stirate), utile per campionare anche le frazioni giovanili dei popolamenti alieutici.
- la rete GRUND è la rete a strascico tradizionale, utilizzata abitualmente dalla marineria italiana, con apertura verticale inferiore ad 1 metro e maglia del sacco di 40 mm.

La differenza delle maglie determina una sostanziale diversità nelle taglie pescate, tuttavia, grazie e apposite campagne di standardizzazione e confronto tra i due sistemi i dati sono confrontabili.

### **Disegno di campionamento e raccolta dati**

La pesca a scopo sperimentale si divide in due momenti fondamentali: una parte teorica di pianificazione e ipotesi (**disegno sperimentale**) e una pratica di osservazione diretta del pescato utile per la sperimentazione di nuovi attrezzi e per la raccolta dei dati necessari per monitorare le variazioni qualitative e quantitative dei popolamenti alieutici (**raccolta dati**).

Nel caso delle indagini statistiche per estrarre da una popolazione campionaria dati confrontabili tra di loro, è necessario applicare dei metodi di standardizzazione del campionamento. Nel nostro caso abbiamo utilizzato un metodo random stratificato. In genere ci si avvale di tale metodo quando la popolazione è disomogenea e può essere separata in gruppi (strati). Il campionamento stratificato è vantaggioso soprattutto nei casi in cui i diversi strati sono tra loro eterogenei, ma molto omogenei al loro interno. Qualche problema può invece insorgere quando si stratifica sulla base di differenze più sfumate. Infatti, nei casi in cui le caratteristiche dell'insieme siano omogenee tra loro ci si avvale del metodo: "Random sample" in cui avremo l'estrazione casuale di un certo numero di elementi dall'elenco di tutte le unità che compongono l'insieme (si parla in questo caso di scelta casuale).

Per migliorare il grado di rappresentatività del campione, quando è possibile, oltre all'estrazione casuale si applica il criterio della stratificazione. Questa tecnica è utilizzata quando si può suddividere l'insieme campionario in categorie omogenee di unità, denominate appunto "strati". Gli strati vengono individuati facendo riferimento alle caratteristiche più importanti per l'indagine (zona, fascia batimetrica), in modo da ottenere una buona omogeneità all'interno del singolo strato. Ogni strato viene trattato come un "sotto-insieme", da cui estrarre un "sotto-campione", l'insieme dei quali formerà il campione globale. In questo modo, si è certi che ogni categoria dell'insieme sarà rappresentata nel campione, e che sarà rappresentata nella giusta proporzione. In teoria, se riuscissimo a isolare gruppi di unità dell'insieme caratterizzati al loro interno da comportamenti del tutto identici, sarebbe sufficiente considerare una sola unità in ciascuna classe e sottoporla all'indagine, per ottenere un'ottima stima campionaria (Fig. 33).

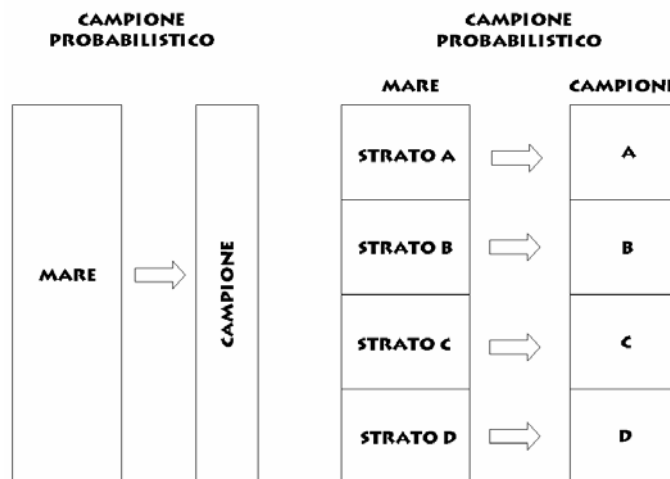


Figura 33 - Metodi teorici di campionamento

In entrambi i survey il piano di campionamento, stabilito in fase di coordinamento, è adottato da tutti i soggetti afferenti al progetto. Le aree di indagine sono localizzate nei fondi strascicabili della piattaforma e scarpata continentale, da 10 metri a 800 metri di profondità. L’allocazione delle cale segue un disegno di tipo “random stratificato” (Fig. 34).

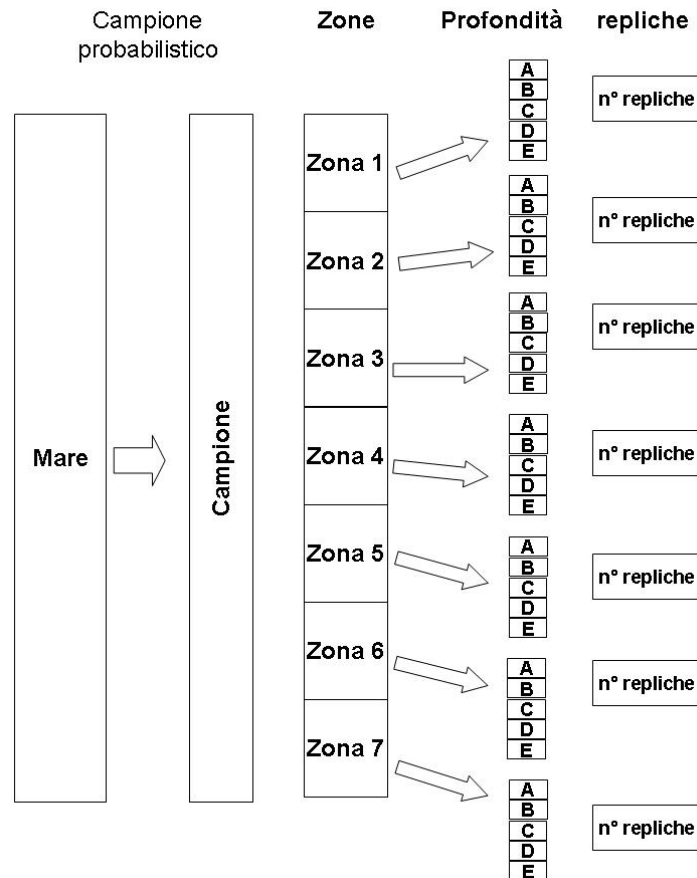


Figura 34 - Rappresentazione del disegno campionario

Nel nostro caso i mari sardi rappresentano “l’insieme” da campionare: ogni pescata è allocata randomicamente all’interno di aree di tre miglia di lato stratificando in funzione di 5 strati batimetrici e di 7 zone. Il numero di cale per ogni strato è proporzionale all’estensione dello stesso, e l’allocazione avviene annualmente tramite sorteggio. Di anno in anno il numero delle cale può variare in relazione a condizioni meteorologiche avverse o presenza di altri mestieri da pesca che richiedono l’eliminazione di alcune cale o piccole modifiche al piano sperimentale.

In totale le cale effettuate annualmente variano da un minimo di 100 a un massimo di 125 cale. Per l'elaborazione dei dati sono state considerate tutte le cale dal 1994 al 2006, rappresentate nel grafico seguente (Fig. 35).

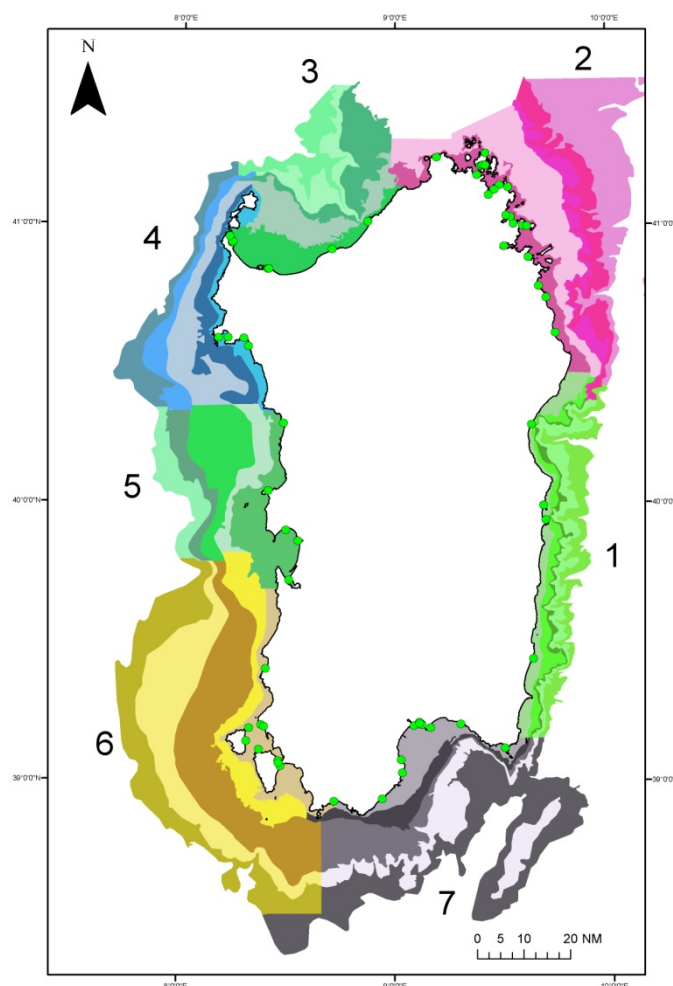


Figura 35 - Rappresentazione della stratificazione adottata per i campionamenti Rappresentazione delle cale effettuate nel decennio 1994-2003

### Le fasi di campionamento

La campagna inizia con l'imbarco di tutto il personale scientifico che consiste di un responsabile e 3-4 collaboratori a cui è affidato il compito di dirigere le operazioni di campionamento (sorting, classificazione, biometrie, ecc). La collaborazione dei pescatori è completa, preziosa e insostituibile; ad essi è affidato il compito di condurre la barca e dirigere le operazioni di pesca.

Il peschereccio, una volta salpato, si dirigerà verso l'area prescelta per il campionamento dove si effettueranno le cale opportunamente replicate in funzione

del disegno sperimentale. Durante il corso della giornata si effettuano, in funzione della durata, un numero variabile di cale. Per trovare un compromesso tra i fondi disponibili e le necessità di replicazione per ottenere dati trattabili da un punto di vista statistico generalmente la durata complessiva della cala è inferiore alle 2 ore. Nell'ambito del progetto Medits, in particolare, la cala dura circa 30' al di sopra dei 200 m (piattaforma continentale) e circa 60' nei fondi della scarpata (oltre i 200 m).

La cala inizia con la messa a mare della rete. La durata si calcola dal momento in cui la rete tocca il fondale e si bloccano i cavi; quella effettiva dal momento in cui la rete entra in pesca, periodo che varia a seconda della profondità tra i pochi minuti e il quarto d'ora. Considerando gli spostamenti e i tempi tecnici necessari per le operazioni di pesca in genere il numero di cale effettuate durante il giorno è compreso tra le 4 e le 7.

A conclusione della cala si recupera la rete e si apre il sacco svuotando tutto il carico. Inizia la fase di classificazione e selezione del pescato, distinto per specie, tipo e categoria commerciale (commerciabile o di scarto). In pratica si ha una suddivisione del pesce in modo da rendere più facile, in primo luogo il riconoscimento anche di quelle specie meno comuni e in secondo agevolare tutte quelle fasi di campionamento che tratteremo a breve. Durante la fase di cernita si ha l'avvicinamento del peschereccio all'area desiderata per la successiva cala e spesso anche la messa a mare della rete.

### **La raccolta dei dati biologici**

Finita la cala, salpata la rete, e svuotato il sacco inizia la fase di selezione del pesce, distinguendo in primo luogo per specie e poi per categoria "commerciale" o "non commerciale". A conclusione della fase di *sorting* si passa al conteggio numerico, e alla valutazione della biomassa totale, distinguendo sempre per categoria "commerciale" o di "scarto" in base alle dimensioni. Il commerciale è rappresentato da tutte le taglie che rientrano nei parametri dimensionali decisi in sede dell'Unione Europea; lo scarto da tutte le forme giovanili o di piccole dimensioni che non rientrano in tali parametri.

Successivamente di un campione significativo scelto nell'ambito di un set di specie bersaglio e subcampionando adeguatamente nel caso di elevate abbondanze (minimo 50 esemplari), per ogni individuo vengono rilevati i seguenti parametri biometrici:

1. lunghezza
2. sesso
3. stadio maturativo delle gonadi

In laboratorio, successivamente, di alcune specie campionando opportunamente il pescato totale vengono raccolti ulteriori parametri finalizzati

all'approfondimento biologico sulla specie in esame (otoliti, peso gonadi, contenuti stomacali, etc.).

L'interesse scientifico si orienta per lo più verso quelle specie che hanno un valore economico (naturalmente perché i finanziamenti sono orientati in questa direzione), scartando quelli di poco interesse economico limitando il campionamento alla pesata totale.

## L'elaborazione dei dati

### Calcolo degli indici di abbondanza

La massa di dati raccolta nell'ambito delle campagne demersali consente una stima quali-quantitativa delle risorse alieutiche. Per poter fare delle valutazioni che abbiano valore scientifico prima di ogni analisi è necessario standardizzare i dati, tenendo conto di una percentuale minima di casualità e di errore di stima. A questo proposito in genere vengono utilizzati degli indici, chiamati **indici di abbondanza**, che consentono di avere valori standardizzati e quindi confrontabili fra diverse zone. Gli indici più utilizzati sono gli indici di biomassa (BI=Peso catture/km<sup>2</sup>) e di densità (DI=Numero degli esemplari catturati/km<sup>2</sup>).

Il calcolo, che può essere applicato a tutte le variabili misurabili (peso e numero delle catture riferite a tutte le specie, a una specie, a un particolare stadio del ciclo vitale della specie, etc.), segue la metodologia proposta da Cochran che tien conto del peso dei vari strati campionari (1997):

$$I = \sum_{i=1}^N W_i \bar{x}_i \quad \text{con varianza} \quad \text{var}(I) = \sum_{i=1}^N \frac{W_i^2 \bar{S}_i^2}{\sum_{j=1}^{n_i} A_{ij}}$$

Nel caso di forte disomogeneità delle stime per tener conto della variabilità, la varianza può essere espressa in termini percentuali, come coefficiente di variazione:

$$cv = \frac{\sqrt{\text{var}(I)}}{I} * 100$$

Dove

N     numero degli strati in quella zona;

i     lo strato

j     la replica (cala)



$A_i$  → area dello strato i-esimo;

$A$  → area totale della zona a cui appartiene lo strato;

$W_i = \frac{A_i}{A}$  è il peso relativo allo strato i-esimo;

$\bar{x}_i = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} x_{ij}}{\sum_{j=1}^{n_i} A_{ij}}$  abbondanze medie per unità di superficie nello strato i-

esimo con varianza  $\text{var}(\bar{x}_i) = \frac{1}{\sum_{j=1}^{n_i} A_{ij}} \bar{s}_{x_i}^2$

$\bar{s}_{x_i}^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^{n_i} A_{ij} \left( \frac{x_{ij}}{A_{ij}} - x_i \right)^2$  varianza della variabile per lo strato i-esimo

$A_{ij}$  → area campionata per il tratto j-esimo dello strato i-esimo

Nella stima degli indici di abbondanza ha notevole importanza il calcolo dell'area campionata. La misura dell'area campionata, o area strascicata, in genere viene fatta utilizzando la seguente formula:

$$A * d * V$$

dove:

$A$  apertura orizzontale della rete

$d$  durata della spazzata

$V$  velocità di pesca

L'apertura orizzontale (distanza tra le braccia della rete) e quella verticale (distanza tra lima dei piombi e lima dei sugheri) si possono misurare tramite una strumentazione particolare (lo SCANMAR) dotata di sensori opportunamente posizionati sulla rete.

Studi di calibrazione permettono anche di stimare l'apertura verticale in modo indiretto, tenendo conto della profondità di pesca, della lunghezza e del diametro dei cavi calati.

### Relazione taglia-peso

Poiché di tutti gli individui catturati, per le specie più abbondanti si misura e conta solo un campione significativo, è necessario disporre di un metodo per estrapolare dal campione misurato i numeri totali. A tale scopo si utilizza la relazione taglia peso che permette, conoscendo il numero degli individui subcampionati, il peso della frazione subcampionata e il peso totale del campione di stimare gli individui effettivamente catturati.

L'equazione che descrive la relazione tra la lunghezza di ogni individuo ed il suo peso relativo è espressa nella forma:

$$W_i = aTL_i^b$$

Dove:

$W_i$  il peso dell'individuo  $i$ -esimo

$TL_i$  è la lunghezza totale dell'individuo  $i$ -esimo

$a$  e  $b$  sono delle costanti, caratteristiche per ogni specie, ottenute tramite linearizzazione dell'equazione esponenziale attraverso una trasformazione logaritmica:

$$\ln W_i = \ln a + b \ln TL_i$$

Queste costanti rispettivamente l'intercetta e la pendenza della retta.

Una volta ottenuti i parametri delle relazioni taglia-peso per ciascuna specie è possibile calcolare le lunghezze mediante la formula inversa:

$$\ln TL_i = \frac{\ln W_i - \ln a}{b}$$

### Le analisi multivariate

Una delle esigenze più comuni nella ricerca ecologica è quella di raggruppare i campioni appartenenti ad un insieme dato in modo tale da definire dei sottoinsiemi il più possibile omogenei, e per far questo è necessario disporre di una procedura o di un algoritmo adatti alla natura dell'informazione disponibile (Scardi, 2001). Laddove le analisi devono tener conto simultaneamente di più variabili e soprattutto devono mirare non solo a descrivere, ma anche ad interpretare il fenomeno che si sta studiando, sorge un ulteriore problema. Esistono a tal proposito una serie di tecniche statistiche multivariate o multidimensionali, che sono orientate al trattamento di grandi matrici di dati mediante un esame di tipo descrittivo ed

esplorativo. Esse permettono sia di studiare nella sua completezza il campione che si vuole sottoporre ad analisi, sia di evidenziare tutte le relazioni interne esistenti tra le diverse variabili.

Il *Clustering* è una tecnica di analisi multivariata volta alla selezione e al raggruppamento di elementi omogenei in un insieme di dati. Tutte le tecniche di *clustering* si basano sul concetto di distanza tra due elementi, infatti la robustezza delle analisi ottenute dagli algoritmi di *clustering* dipende essenzialmente dalla significatività della metrica e di conseguenza da come è stata definita la distanza. I risultati di una procedura di *clustering* gerarchico possono essere rappresentati in diversi modi, anche se di norma viene utilizzato il *dendrogramma*. I legami orizzontali in un dendrogramma sono chiamati *nodi*, mentre le linee verticali sono dette *internodi*. La distanza di un nodo dalla base del dendrogramma è proporzionale alla similarità (o distanza) fra i due oggetti o gruppi di oggetti di cui il nodo rappresenta la fusione. La disposizione relativa degli oggetti alla base del dendrogramma è vincolata solo in parte dalla struttura di quest'ultimo e, entro questi limiti, gli oggetti possono essere liberamente riposizionati.

Tecniche di analisi univariata e multivariata sono state applicate ai dati di biomassa ( $\text{Kg}/\text{km}^2$ ) e densità ( $\text{N}/\text{km}^2$ ) raccolti durante le campagne Medits. I dati si riferiscono a più variabili e a diversi intervalli spazio-temporali e, pertanto, si prestano ad essere ordinati e trattati per evidenziare un'eventuale relazione di aggregazione in ragione di uno o più fattori (Clarke *et al.*, 2006).

L'analisi è stata effettuata utilizzando il pacchetto software PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2001) e alcune routine sviluppate in *visual basic* su fogli elettronici (Excell) e database relazionali (Access).

Trattandosi di dati biologici, prima di calcolare la “*resemblances between samples regardless of orientation*” si è preferito trasformare le abbondanze nella forma logaritmica ( $\log x+1$ ) per evidenziare la struttura spazio-temporale delle associazioni ittiche. Come fattori di aggregazione, sono stati scelti la profondità (strati batimetrici ogni 50 m) e il tempo (anno).

Per entrambi i fattori sono state ottenute le matrici dei valori medi di abbondanza numerica e ponderale e successivamente la matrice di similarità, utilizzando come misura l'indice di Bray-Curtis (Field *et al.*, 1982).

Sono state applicate alle matrici di similarità diverse tecniche di ordinamento per testare il fattore che meglio descrive la struttura dei dati; tra queste il clustering e una tecnica non parametrica, il *Non metric Multi Dimensional Scaling (nMDS)*.

Quest'ultima analisi riesce a rendere la complessa relazione spaziale dei dati in una piccola dimensione (Shephard, 1962; Warwick, 1971; Field *et al.*, 1982) attraverso particolari grafici in cui i campioni sono separati da distanze

proporzionali al maggiore o minore grado di dissimilarità: un'elevata distanza tra i punti (campioni) indica un'elevata dissimilarità tra questi (S.-H. Chen *et al.*, 2006). Una certa distorsione o "stress" tra l'ordine di similarità e le corrispondenti distanze sulla mappa può verificarsi a causa della riduzione bidimensionale o tridimensionale delle relazioni tra i campioni. La misura del valore di "stress" fornisce il grado di bontà della rappresentazione ottenuta.

La sovrapposizione della *clustering analysis* sul grafico nMDS consente di individuare i gruppi che sulla base del fattore scelto si separano tra loro per diversi gradi di similarità.

Infine per la determinazione delle specie caratterizzanti i diversi gruppi studiati è stata applicata la *Similarity Percentage analysis* (SIMPER) (Clarke, 1993).

### **Capacità di pesca**

Il fenomeno biologico della mortalità da pesca, la frazione di individui morti, cioè, dovuti ai processi di cattura (F) e l'attività nello spazio e nel tempo delle barche e degli attrezzi utilizzati per la cattura, denominata genericamente "sforzo di pesca" (f) sono connessi da relazioni complesse.

Esistono, innanzitutto, difficoltà nell'individuazione della appropriata unità di misura e nella raccolta dei dati necessari per l'analisi. Nel caso specifico dello strascico (traino di fondo), si ritiene che le ore effettive di traino della rete sul fondo, insieme alle ore di navigazione per raggiungere i fondi da pesca, siano gli indicatori preferenziali dello sforzo di pesca.

Per stimare nella maniera migliore possibile la mortalità da pesca, le ore di strascico misurate ("sforzo nominale") debbono essere opportunamente standardizzate e calibrate ("sforzo effettivo") tenendo conto dell'eterogeneità delle reti e dei natanti (ad esempio, di diversa dimensione).

Considerato che è difficile disporre di dati di sforzo standardizzati, specialmente per la pesca Mediterranea, caratterizzata dallo sfruttamento di risorse multispecifiche e da un'estrema flessibilità ed eterogeneità degli attrezzi impiegati, la mortalità da pesca viene generalmente correlata a misure di grandezze legate allo sforzo di pesca.

La grandezza più comunemente impiegata è la "capacità di pesca" delle marinerie, espressa dal numero e dalle caratteristiche fisiche (i.e., tonnellaggio e potenza motore) dei pescherecci che le compongono.

## CAPITOLO VII – LE ASSOCIAZIONI DEMERSALI

### LA DISTRIBUZIONE DEI POPOLAMENTI DEMERSALI: LE ASSOCIAZIONI ITTICHE

Le interazioni tra le specie e tra le specie e l'ambiente fisico, sono necessarie per definire la struttura, la diversità e la stabilità dell'ecosistema, ma anche gli effetti che la pesca ha su di esso.

Le interazioni risultano difficili da osservare (Gislason *et al.*, 2000). Tra i metodi utilizzati per valutare tali relazioni lo studio delle “associazioni” può essere una soluzione. Con il termine *associazione ittica* in genere si indicano i gruppi di organismi che condividono lo stesso spazio nello stesso intervallo di tempo, ma che non necessariamente interagiscono tra loro, motivo per il quale non possono essere definite comunità (Wootton 1991; Riso & Kronlund 1997). La persistenza di una composizione biologica relativamente omogenea permette di localizzare zone geografiche caratteristiche definite appunto “Aree delle associazioni ittiche” (Menni & Gostonyi 1982, Tyler *et al.* 1982).

Vari autori, attestano che la distribuzione spaziale delle associazioni ittiche è sensibile ai fattori ambientali, soprattutto alla salinità negli estuari (Loneragan *et al.* 1987, Bulger *et al.* 1993, Thiel *et al.* 1995, Marshall & Elliot 1998, Whitfield 1999, Able *et al.* 2001; Jaureguizar *et al.* 2003a, 2004), alla profondità (Wantiez *et al.* 1996, Hyndes *et al.* 1999) e a parametri fisici quali temperatura (Peterson & Ross 1991) e torbidità (Blaber & Blaber 1980; Cyrus & Blabler 1992). Inoltre è stato osservato come alcuni elementi dell'habitat, composizione della comunità bentonica, tipo di substrato (Wantiez *et al.* 1996) e altri fattori biologici quali la disponibilità delle risorse, la relazione preda-predatore e la competizione interspecifica, ne influenzano la struttura. Negli ambienti marini le principali variazioni nella composizione delle associazioni in genere sono state attribuite prevalentemente ai fattori profondità e temperatura (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & Lopez 1984, Mahon & Smith 1989, Bianchi 1992, Rossi-Wongtschowski & Paes 1993, Smale *et al.* 1993, Rocha & Rossi-Wongtschowski, 1998, Rätz 1999, Magnusen 2002, Colloca *et al.* 2003). Queste relazioni sono state documentate sia nella piattaforma che nella scarpata continentale (e.g. Haedrich *et al.*, 1980; Carney *et al.*, 1983; Abelló *et al.*, 1988; Hecker, 1990; Cartes and Sardá, 1993; Koslow, 1993; Smale *et al.*, 1993; Cartes *et al.*, 1994; Sardá *et al.*, 1994; Gordon *et al.*, 1995; Fariña *et al.*, 1997a).

Recentemente alcuni studi sono stati focalizzati sulle variazioni della struttura delle associazioni demersali Mediterranee in relazione al tempo e allo spazio. In particolare, l'attenzione è stata rivolta ai dati di abbondanza e alla loro distribuzione sulla platea e nella scarpata continentale (Markle *et al.*, 1988; Bianchi, 1991, 1992a, 1992b; Fujita *et al.*, 1995; Fariña *et al.*, 1997b; García *et al.*, 1998;

Moranta *et al.*, 1998; Labropoulou and Papaconstantinou, 2000). Del resto come suggerito da alcuni autori cambiamenti nella composizione e nella taglia della struttura delle associazioni ittiche anche in risposta alla pesca (Haedrich and Barnes, 1997; Sainsbury *et al.*, 1997; Zwanenburg, 2000) e quindi le implicazioni gestionali nello studio delle associazioni, diventano molto importanti. La loro importanza era stata già osservata da Tyler (1982) quando parlava di APU (*Assemblage Production Unit*), unità di stock ittici utili per studiare l'esercizio di pesca tollerabile e contrastare il sovrasfruttamento dei banchi da pesca.

Utilizzando le informazioni sulle catture raccolte nell'ambito delle campagne sperimentali di cui si è discusso precedentemente, si è tentato di definire le principali associazioni demersali, descrivere la variabilità nella loro struttura e i principali fattori che la determinano. Sono state quindi analizzate le abbondanze (ponderali e numeriche) relative a 365 specie raccolte in 1455 cale effettuate tra il 1994 e il 2006.

Le tecniche di ordinamento hanno evidenziato la separazione di diversi gruppi per entrambe le matrici di similarità calcolate sui dati di biomassa e densità. La dipendenza dal fattore profondità è stata ben evidenziata nei grafici nMDS in cui si osserva la caratteristica disposizione dei campioni secondo una curva a forma di ferro di cavallo (*u-shape*).

Tale disposizione evidenzia un'elevata distanza e conseguentemente separazione tra le associazioni della piattaforma e della scarpata continentale da quelle tipiche del bordo della piattaforma e delle regioni batiali. Per meglio distinguere le varie associazioni demersali, soprattutto quelle appartenenti agli strati intermedi (200-500 m), i campioni sono stati raggruppati in funzione del fattore profondità secondo intervalli batimetrici di 50 m (15 strati) differenti dai 5 strati Medits.

In particolare, discriminando i gruppi dei dati di biomassa mediante *cluster analysis* secondo valori di similarità pari al 30%, è stato possibile distinguere 3 gruppi principali: il primo gruppo compreso negli strati 1-2 (0-100 m), il secondo negli strati 3-11 (150- 550 m), e il terzo negli strati 12-15 (600-800 m).

Da un'analisi più specifica, considerando una similarità pari al 50%, negli strati intermedi (100-550 m) emerge una ulteriore separazione dei campioni a cui corrisponde la formazione di altri 3 cluster: il primo nello strato 3 (100-150 m), il secondo compreso tra il quarto e l'ottavo strato (150-400 m), e il terzo presente tra lo strato 8 e lo strato 11 (350-550) (Fig. 36).

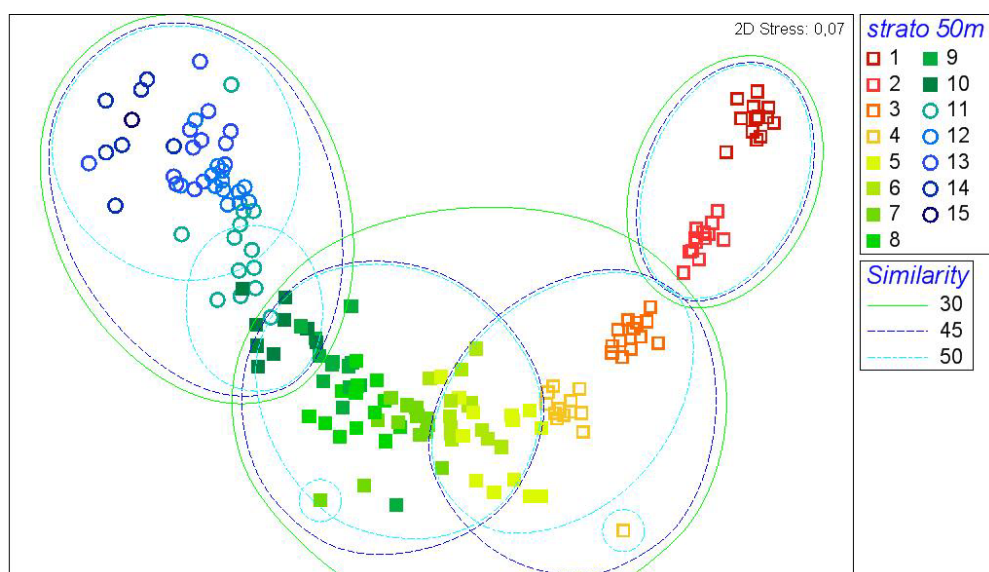


Figura 36 - Plot MDS delle analisi sull'intero set di dati di biomassa.

Per quanto riguarda i dati di densità l'analisi MDS conferma i risultati ottenuti dall'analisi della biomassa totale, identificando complessivamente lo stesso numero di gruppi: 3 con la similarità del 30% e 5 con quella del 50% (Fig. 37).

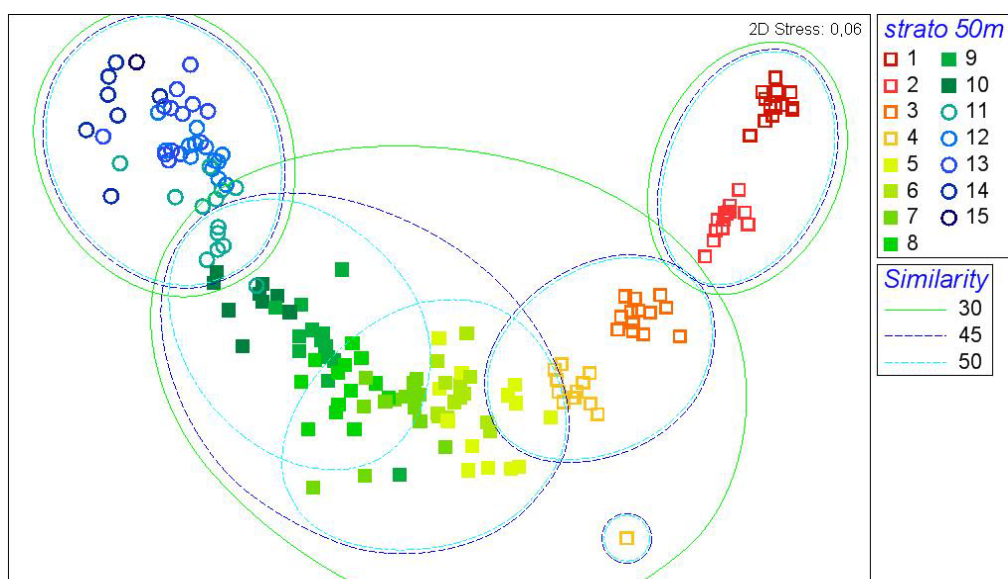


Figura 37 – Plot MDS delle analisi sull'intero set di dati di densità

In ragione di queste considerazioni generali si è proceduto ad un'analisi SIMPER, che ha permesso di valutare quali-quantitativamente le specie che caratterizzano il cluster individuato con le tecniche di ordinamento. Per questa analisi è stato utilizzato il fattore profondità che tiene conto dei raggruppamenti

identificati per la densità nelle analisi precedenti (5 strati: 0-100; 100-200; 200-350; 350-500; 500-800).

Complessivamente, l'analisi SIMPER condotta sulle matrici dei dati di biomassa e di densità evidenzia come il primo cluster (0-100m) sia caratterizzato da quattro specie *Octopus vulgaris*, *Serranus hepatus*, *Serranus cabrilla* e *Chelidonichthys lastoviza* che contribuiscono per circa il 30% alla similarità. La struttura di questa associazione, come si osserva dal grafico riportato di seguito, rimane relativamente stabile ed individua in *O.vulgaris*, è la specie che in tutti gli anni indagati contribuisce maggiormente alla similarità con valori che variano tra il 9% e il 15.2% (Figg. 38 e 39).

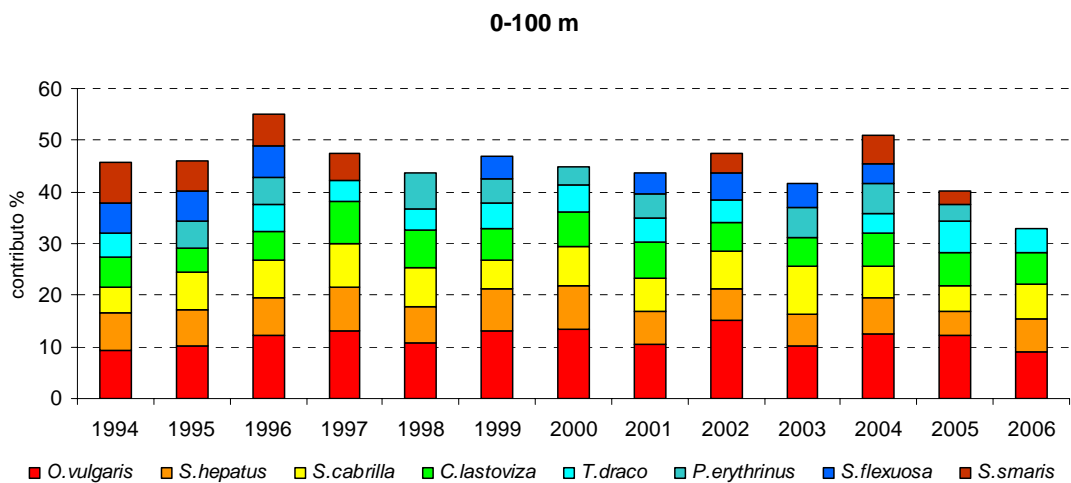


Figura 38 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 0-100m in termini di biomassa

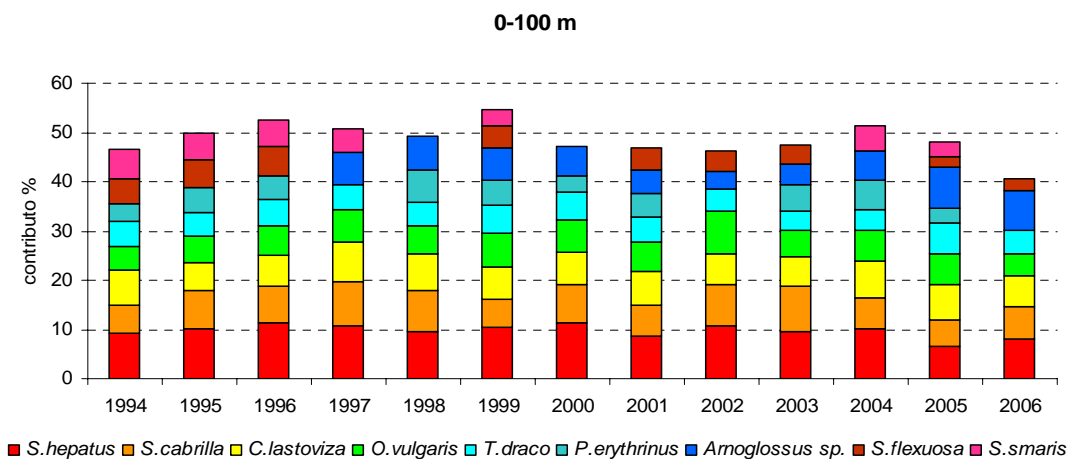


Figura 39 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 0-100m in termini di densità



Nel secondo cluster (100-200 m) 2 teleostei (*Merluccius merluccius*, *Trisopterus minutus*) rappresentano ben il 33% in biomassa e il 27% in densità.

Fatta eccezione per il 2002, la struttura dell'associazione negli anni appare relativamente stabile, anche se con maggiori fluttuazioni interannuali dei valori percentuali rispetto allo strato 0-100 m (Figg. 40 e 41).

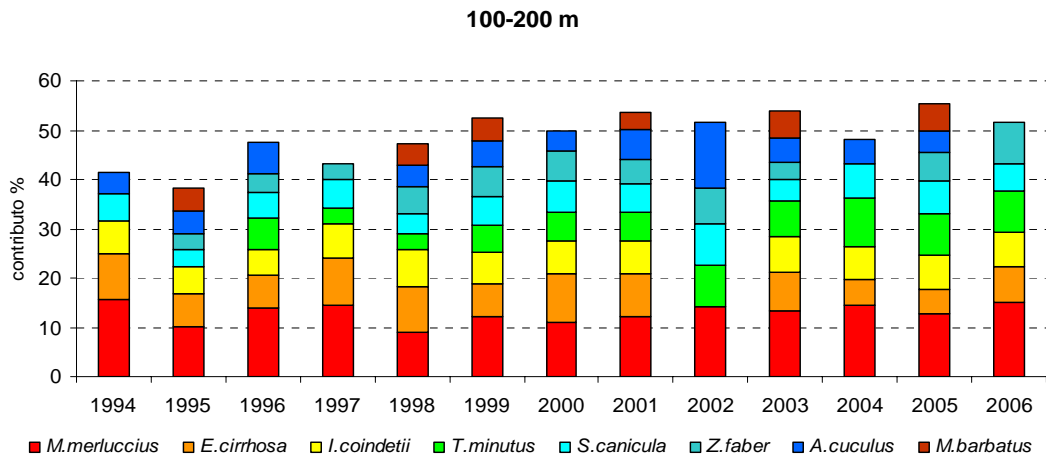


Figura 40 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 100-200m in termini di biomassa

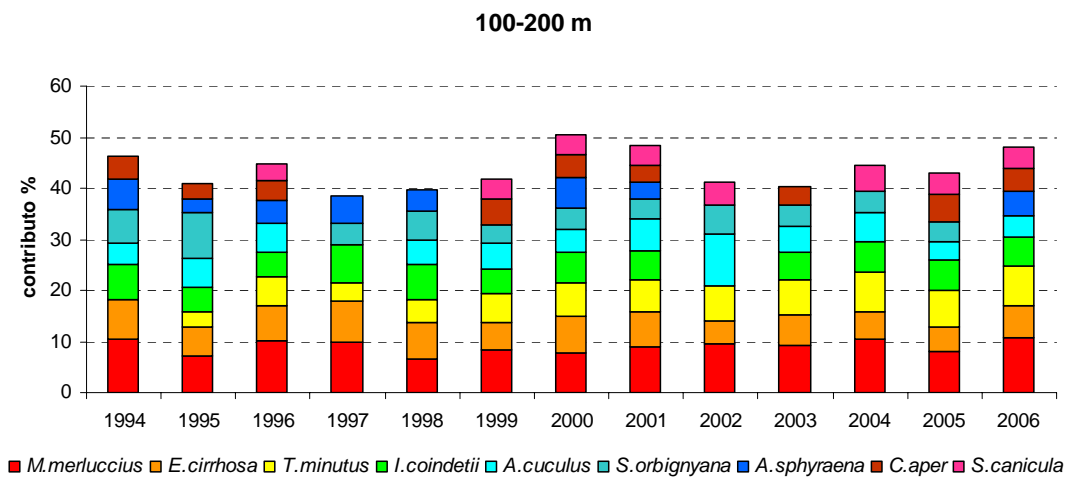


Figura 41 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 100-200m in termini di densità

*Merluccius merluccius* rappresenta la specie che mediamente mostra i valori maggiori di contributo percentuale sia per quanto riguarda la biomassa (13% +/-2) che in termini di densità (9%)

Nel terzo gruppo, compreso tra 200 e 350 m, per quanto riguarda la biomassa 4 specie (*M. merluccius*, *E. cirrhosa*, *Capros aper* e *Scyliorhinus canicula*) rappresentano il 30,9% del contributo percentuale cumulato, mentre nel caso della densità per raggiungere queste percentuali (32,4%) bisogna includere *G. leioglossus* che ha un peso % maggiore di *S. canicula*. Negli anni la struttura nel complesso appare relativamente stabile anche se non mancano le fluttuazioni interannuali dei valori % sia nel caso della biomassa che nel caso della densità. (Figg. 42 e 43).

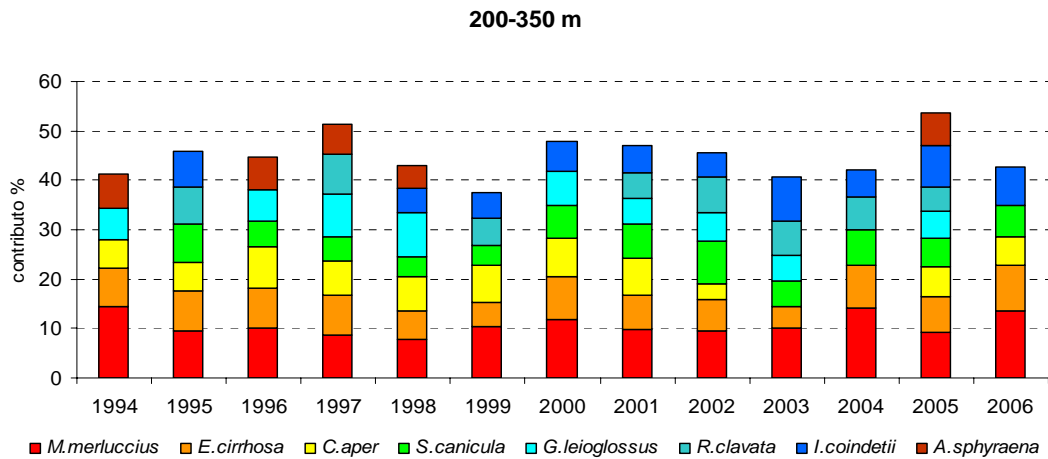


Figura 42 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 200-350m in termini di biomassa

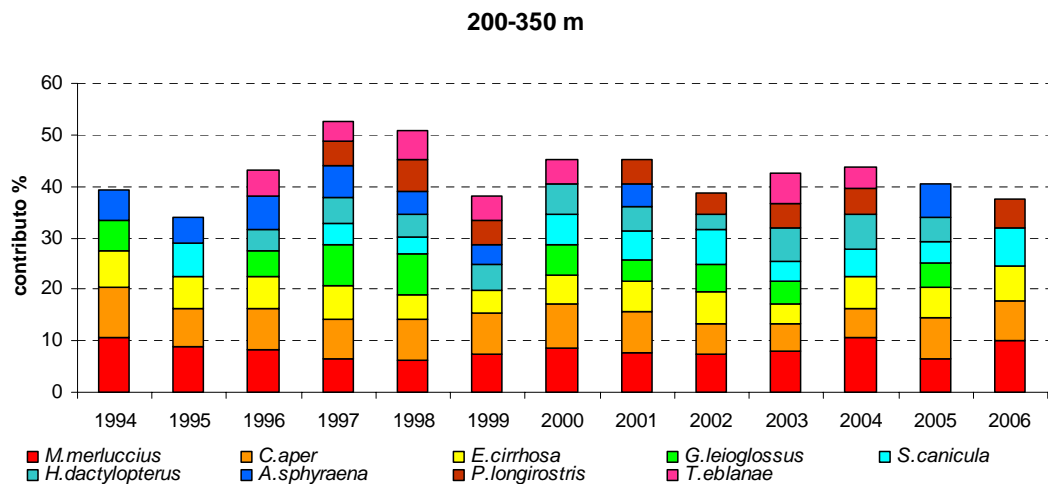


Figura 43 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 200-350m in termini di densità

In entrambi i casi, il Merluzzo e il *C. aper* sono le specie più importanti in termini di contributo percentuale.

Nella quarta associazione le specie che contribuiscono per circa il 30% rimangono quattro: *G.argenteus*, *C.agassizii*, *P.blennoides*, *M.merluccius* nel caso della biomassa, e *G.argenteus*, *C.agassizii*, *M.merluccius*, *G.melastomus* nel caso della densità. Rispetto agli altri strati si osserva una notevole variabilità interannuale nei valori percentuali delle specie, maggiore nel caso della biomassa (Figg. 44 e 45).

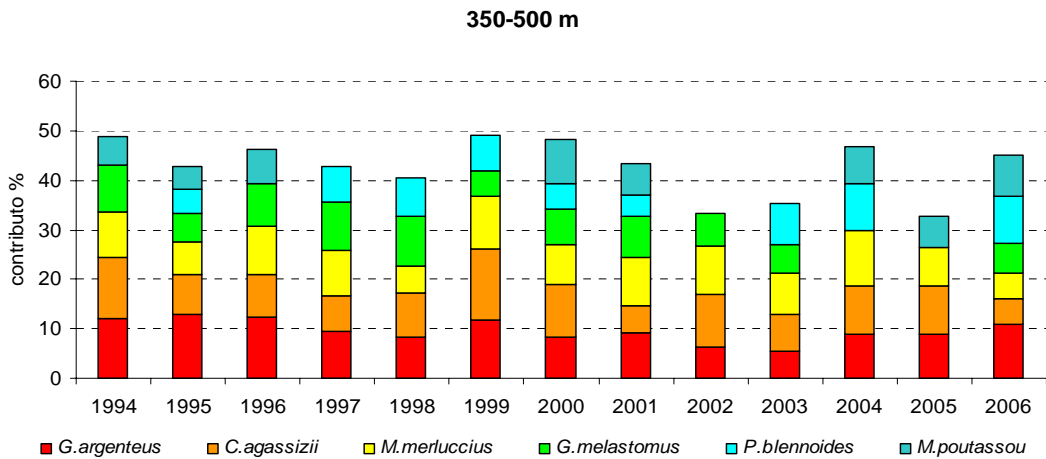


Figura 44 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 350-500m in termini di biomassa

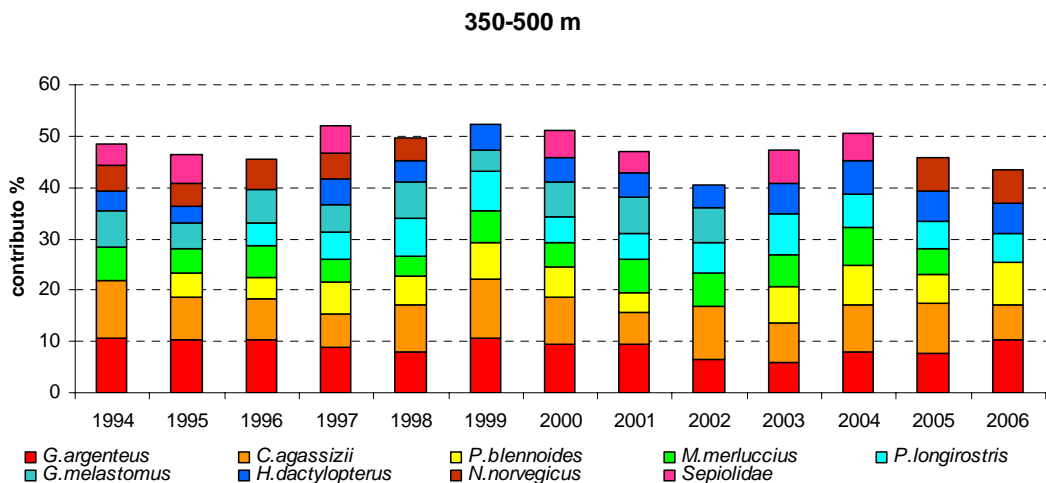


Figura 45 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 350-500m in termini di densità

Il merluzzo inoltre presenta notevoli variazioni interannuali per quanto riguarda il suo contributo alla similarità.

Diversamente dagli altri nel quinto e ultimo gruppo le specie che hanno una maggiore percentuale cumulata (circa 60%) sono appena 5 nel caso della biomassa

e 7 nel caso della densità. Di queste se si considera come soglia un contributo percentuale cumulato del 30% per la biomassa le specie si riducono a due (*Phycis blennoides* e *Galeus melastomus*) mentre nel caso della densità ad appena tre (*P.blennoides*, *H.italicus*, *A.foliacea*). Da notare che *P.martia* ha lo stesso contributo percentuale di *A.foliacea* e includendo anche questa specie si arriva circa al 38%. Negli anni si osserva una considerevole variabilità più spiccata nel caso della biomassa rispetto alla densità (Figg. 46 e 47).

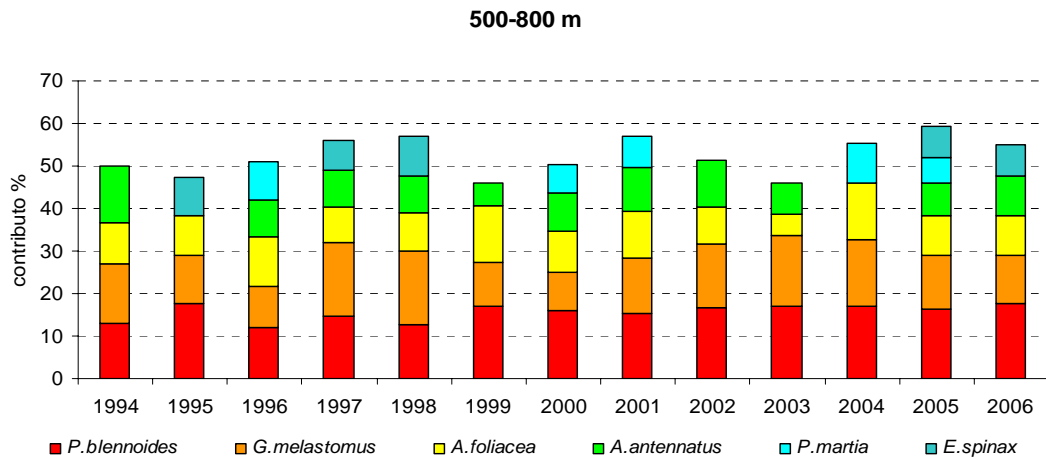


Figura 46 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 500-800m in termini di biomassa

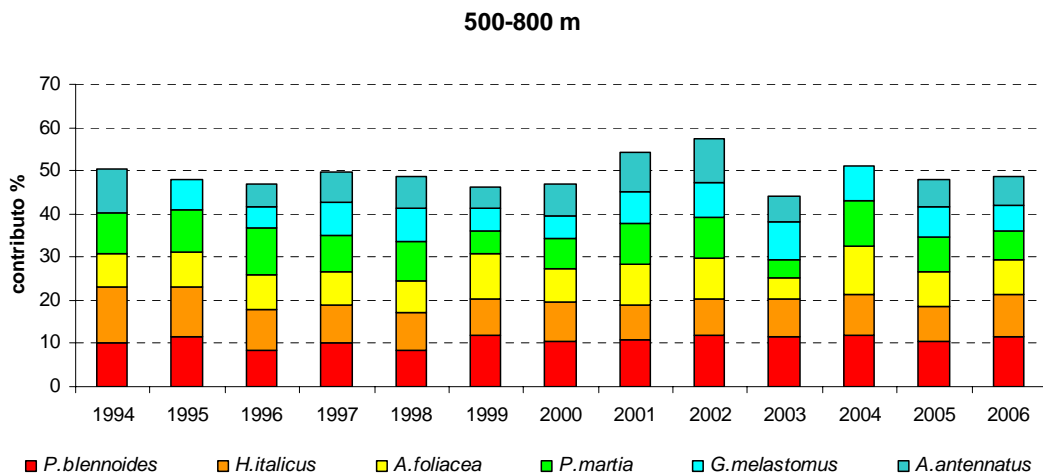


Figura 47 - Specie che caratterizzano l'associazione dello strato 500-800m in termini di densità

## **DISCUSSIONE**

L'analisi sulla distribuzione delle associazioni ittiche nei mari circostanti la Sardegna offrono spunti interessanti per identificare tra le diverse specie quelle caratterizzanti. Tra queste sicuramente il Merluzzo si identifica come specie cardine negli strati intermedi.

L'approccio scelto per l'analisi dei dati rispetto alla ricca bibliografia presente in letteratura evidenzia come nella definizione delle associazioni sia determinante il disegno di campionamento e le scale spaziali e temporali scelte per ordinare i dati.

Come si evince dalle diverse analisi il fattore che maggiormente condiziona e caratterizza la struttura delle associazioni è la profondità, mentre il fattore temporale non sembra evidenziare alterazioni nella struttura, ma al contrario rafforza maggiormente i risultati ottenuti.

L'analisi dell'ampio set di dati (dodici anni di campionamento), infatti, indica un alto grado di validità della consistenza spaziale e della composizione dei singoli cluster, e la persistenza, intesa come la capacità di un gruppo di avere una solida e costante composizione nel tempo, diventa un requisito importante di validità del raduno e rafforza le conclusioni tratte. (Pimm e Hyman, 1987; Tilman, 1996).

Dalla comparazione dei nostri risultati con quelli conseguiti da un lavoro recente di Biagi *et al* (2002), sempre riferito a dati Medits ma provenienti dalla parte nord-occidentale del bacino tirrenico, risulta viene confermato il Merluzzo come la specie che caratterizza i fondi da pesca prossimi al bordo della piattaforma. Tuttavia, poiché considerano un *range* batico troppo ampio per lo strato intermedio (150-500) gli autori non riescono a discriminare l'importanza del merluzzo e il diverso contributo percentuale tra 200-350 e 350-500 come osservato nel presente lavoro.

## CAPITOLO VIII – LA LOCALIZZAZIONE DELLE AREE DI

### *NURSERY*

L'aumento della pressione da pesca osservato negli ultimi vent'anni a livello mondiale (Boesch *et al.*, 2001; Jackson *et al.*, 2001) confermato da diversi autori anche per il Mediterraneo (Lleonart, 2001; Maynou *et al.*, 2003; Sanchez *et al.*, 2004), ha determinato per molte specie commerciali fenomeni di sovrasfruttamento.

Il crescente sfruttamento non altera solamente la dimensione degli *stock* ma causa una parallela distruzione e degradazione degli habitat (Caddy e Sharp, 1986; Benaka, 1999) e di conseguenza provoca variazioni strutturali e funzionali degli ecosistemi (Jennings e Kaiser, 1998) che si ripercuotono sui popolamenti, anche in termini di distribuzione spaziale oltre che di abbondanze. L'aumento dei tassi di mortalità da pesca delle specie target (*by-catch*) e il conseguente impatto sugli habitat, portano all'alterazione delle reti trofica e mutano le relazioni preda-predatore. La ridotta densità di alcune specie modifica le interazioni di competizione e favorisce il proliferare di specie non-target. Diversi autori (Hutchings e Baum 2005; Myers e Worm 2005) concordano nell'affermare che, negli ecosistemi marini, l'attività di pesca è responsabile in notevole misura del declino dei livelli di biodiversità e produttività soprattutto quando questa coincide con il degrado ambientale e le alterazioni climatiche (Agardy, 2000).

In Mediterraneo per il prelievo delle risorse demersali vengono utilizzati diversi tipi di attrezzi, ma i più importanti, sia in termini di catture che di potenza delle flotte che le utilizzano, sono le reti a strascico (Lleonart e Maynou, 2003). La pesca a strascico è scarsamente selettiva e multi specifica (Sardà *et al.*, 2006). La ridotta selettività dipende dalle caratteristiche della rete e soprattutto dalle maglie del sacco. Le regolamentazioni comunitarie (regolamento CE n.1967/2006) prevedono entro il 1° luglio 2008 l'uso di maglie quadre al sacco di 40 mm (o maglie romboidali di 50 mm). Attualmente le imbarcazioni da pesca dei nostri mari utilizzano reti con maglie romboidali di dimensione spesso inferiori ai 40 mm nel sacco. Tali dimensioni non consentono la fuga di individui di piccole dimensioni, e perciò determinano composizioni di cattura "sfavorevoli" e percentuali di scarto elevate (Martin, *et al.*, 2001; Sánchez *et al.*, 2004). Secondo Caddy (1998) la gran parte delle specie catturate è sottotaglia ed include in maggior misura individui delle prime due classi d'età. Alti tassi di sfruttamento sono stati riscontrati persino su individui appartenenti alla classe 0<sup>+</sup>. Questa ipotesi confermata da Maynou *et al.* (2003), sottolinea come gli individui immaturi supportino una larga porzione delle catture. Peraltro, diversi autori sostengono che le elevate catture di forme giovanili rappresentino un chiaro indice di sovra sfruttamento (Larrañeta *et al.*, 1969; Stergiu *et al.*, 1997; Lleonart, 2001; Sánchez *et al.*, 2004).

L'identificazione dei confini delle aree ad alta concentrazione della frazione più giovane della popolazione (reclute), anche definite aree di *nursery*, le stime di densità e biomassa, nonché le conoscenze delle variazioni su scala spaziale e temporale di queste, costituiscono le basi fondamentali per una corretta gestione delle risorse alieutiche (Abella *et al.*, 2005).

I tradizionali approcci alla gestione della pesca, tuttavia, consideravano le specie come indipendenti. La natura multispecifica delle catture determina tuttavia l'inefficienza di un approccio che ignora le relazioni esistenti tra l'ecosistema (in tutte le sue componenti) e la risorsa. Ecco il motivo per cui negli ultimi 15 anni si è avvertita maggiormente la necessità di un approccio olistico allo studio e alla gestione delle risorse, che tenesse conto delle comunità e dell'ambiente nel quale esse sono inserite. Particolare enfasi è stata rivolta soprattutto allo studio e alla caratterizzazione degli habitat secondo la filosofia dell' "*Ecosystem Approach*" (Caddy e Sharp, 1986; Nagelkerken *et al.* 2000a, b, 2001, 2002; Mumby *et al.* 2004; Quintino *et al.*, 2005). La differente ripartizione spaziale e temporale nei diversi stadi del ciclo vitale di una specie, ossia gli spostamenti legati allo stadio di sviluppo tra aree di deposizione, aree di sviluppo larvale, *nursery*, aree trofiche, indicano che la relazione tra specie e ambiente muta, nell'arco della vita di un organismo marino, diverse volte (Harden-Jones, 1986). Per alcune specie, tali aree possono essere geograficamente separate. L'identificazione di tali aree ed il loro monitoraggio nel tempo, offre un'opportunità di studio dei fattori che tendono ad influenzare le dinamiche degli stock alieutici. In una determinata area, infatti, la presenza di una specie è legata alla realizzazione delle condizioni favorevoli alla sua sopravvivenza. Esiste una stretta corrispondenza tra lo studio della distribuzione spaziale delle specie e le condizioni ambientali dei sistemi marini. Come sostengono Koubbi *et al.* (2003), la combinazione di diversi fattori ecologici caratterizza la reale nicchia ecologica di una specie e ne definisce l'habitat. Il requisito fondamentale che favorisce il successo riproduttivo, l'accrescimento e la stabilità di una specie in determinate aree è quindi rappresentato dall'elevata qualità degli habitat (Levin *et al.*, 2005). Per altro, a causa della stretta relazione che lega gli organismi ai loro ambienti è possibile considerare le diverse ripartizioni spaziali assunte dalle specie quali indicatori ambientali nelle aree sensibili per lo stock (Hutchinson, 1957).

Il comportamento delle popolazioni marine in risposta ai mutamenti del loro habitat è ben documentato sia per quanto concerne gli ecosistemi marini (Ottersen *et al.*, 1998; Abookire *et al.*, 2000; Guisan e Zimmermann, 2000; Swain *et al.*, 2000; Mariani, 2001; Ciannelli *et al.*, 2002; Orłowski, 2003; Slotte *et al.*, 2004; McClatchie e Coombs, 2005) che quelli d'acqua dolce. I popolamenti ittici, caratterizzati da cicli vitali lunghi e spostamenti entro aree più o meno vaste (a seconda della specie), integrano risposte biotiche su scala spazio temporale estese.

Questo significa che ad alcune variazioni ambientali possono essere associate le cause degli spostamenti che le popolazioni compiono nell'arco della loro esistenza. Tali spostamenti possono portare ad allontanare le popolazioni oggetto di studio dalle aree indagate attraverso le campagne di ricerca ed essere quindi causa di errate valutazioni dei tassi di cattura e delle stime d'abbondanza delle popolazioni. In questo modo, la comprensione dei *pattern* di distribuzione spaziale delle specie, in relazione alla variabilità ambientale è utile ad interpretare correttamente i dati di cattura, e di conseguenza a consolidare l'attendibilità delle stime (Gertseva e Gertsev, 2006). In altre parole, come è stato sottolineato nell'ambito del "meeting on Sensitive and Essential Fish Habitats in the Mediterranean" tenutosi a Roma nel marzo 2006, sulla base della localizzazione dei "Fish Habitats" (sensu Ungaro *et al.*, 2006) e sulla consapevolezza della loro importanza in relazione all'ecologia e al ciclo biologico delle diverse specie, si dovrebbero identificare le aree e le forme di protezione più adeguate per massimizzare nel lungo periodo la produzione degli stock (*Optimum Yield*) secondo un approccio funzionale (Ardizzone, 2006). I processi biologici ed ecologici di deposizione, reclutamento, alimentazione e crescita, rappresentano i criteri identificativi per la porzione sensibile dell'habitat (EFH) che la specie occupa. Tra gli "Essenzial Fish Habitats" di fondamentale importanza per lo studio della dinamica degli stock sono le aree di *nursery*. Tali zone ad alta densità di reclute, sono utilizzate da scienziati, conservazionisti, manager e opinione pubblica in generale per giustificare l'esigenza o la scelta di proteggere e tutelare determinati ambienti.

Il termine *nursery*, come sottolinea Beck nella sua *review* (2001), è stato introdotto all'inizio del secolo scorso (Hay 1905; Hildebrand and Schroeder 1928) ed è diventato d'uso comune in ambito ecologico con Gunter (1967). Solo ultimamente è stato affrontato il tema (Beck *et al.* 2001, 2003; Gillanders *et al.* 2003, Heck *et al.* 2003; Sheridan & Hays 2003; Adams *et al.* in press) della definizione, attraverso criteri scientifici statisticamente solidi, delle le aree di *nursery*. A queste sino a poco tempo fa in modo generico ci si riferiva come a qualsiasi area (ad esempio gli estuari) o habitat specifico (ad esempio le praterie di posidonia) in cui sono presenti forme giovanili di una determinata specie e/o in densità relativamente elevate (Nagelkerken *et al.* 2000b, Adams & Ebersole 2002, Cocheret de la Morinière *et al.* 2002). Tale esigenza, come suggeriscono Dahlgren *et al.* (2006), nasce dalla evidente constatazione che proprio la mancanza di solide basi scientifiche del concetto di *nursery* ha contribuito al fallimento delle politiche gestionali, in quanto in passato non è stato attribuito il reale peso e l'importanza del contributo dei giovanili (e di questi habitat) alla produzione (Beck *et al.* 2001, 2003).

Back *et al.* (2001) abbozzano una definizione più completa del termine "nursery" definendo queste aree come: "habitat in cui sono stabilmente presenti alte densità di giovanili e il loro contributo, per unità di superficie, al reclutamento della



specie è maggiore in media della produzione di reclute osservabile in altre aree.” Il paragone con altri habitat, in termini di maggior contributo al reclutamento dello stock adulto, è basato sulla valutazione del processo ecologico quale risultante di quattro fattori principali: densità, accrescimento, sopravvivenza e migrazione dei giovanili verso gli habitat degli adulti. Nelle aree di *nursery*, i giovanili trovano le condizioni ottimali di sopravvivenza in quanto sono sottoposti ad una riduzione della predazione e/o ad un accrescimento più rapido che in un habitat diverso. Sulla base di questa definizione, Kraus e Secor (2005) precisano che non tutti gli habitat in cui sono presenti le forme giovanili possono essere considerate delle aree di *nursery*, malgrado le densità riscontrate siano elevate. Di fatto aree con basse densità di giovanili possono avere un contributo medio più elevato di altre aree ad alta densità, alla popolazione adulta. Dahlgren *et al.*, (2006) propongono quindi un'altra definizione e introducono il concetto di “Effective Juvenile Habitat (EJH)”: un habitat che contribuisce con una maggiore proporzione di individui alla popolazione adulta in relazione al livello medio con il quale contribuiscono tutti gli habitat usati dai giovanili, indipendentemente della dimensione spaziale.

Per Levi (2003) monitorare e possibilmente prevedere la fase di reclutamento è di primaria importanza. Nelle aree di *nursery* le forme giovanili trascorrono uno degli stadi più delicati e cruciali nella dinamica di una popolazione, ossia il reclutamento (Rafael Pérez-Domínguez, B.S., 2004). Il successo del reclutamento, e quindi la funzionalità di tali aree, ha un ruolo cruciale nel determinare le dimensioni della popolazione adulta (Underwood e Fairweather 1989; Sale 1990). Tuttavia, l'incertezza che caratterizza la fase giovanile rispetto allo stadio adulto, spesso rende difficoltosa la comprensione delle dinamiche che contraddistinguono le aree di *nursery* (Leonart & Maynou, 2003). Ecco perché, una volta precisato il concetto di *nursery* in termini ecologici, i punti critici da risolvere nell'identificazione delle *nursery* sono legati anzitutto ai metodi utilizzati per distinguere la frazione giovanile dal resto della popolazione, e identificare la componente dello stock che va a costituire le aree di *nursery*. In altre parole bisogna rispondere alla domanda **Chi sono i giovanili?**

## **L'IDENTIFICAZIONE DELLA FRAZIONE GIOVANILE**

L'approfondita analisi esplorativa dei dati e la raccolta delle informazioni sulla biologia della specie rappresentano il primo passo nel processo di definizione dei giovanili. Una popolazione ha caratteristiche o attributi biologici che condivide con gli organismi che la compongono e caratteristiche o attributi di gruppo tipici della popolazione come gruppo (Thomas Park, *pioniere dell'ecologia delle popolazioni*). In genere il criterio discriminante utilizzato è quello rappresentato dallo stadio di maturazione con il quale è possibile definire i giovanili come quella frazione di individui “vergini” che non hanno ancora raggiunto la maturità sessuale (Ardizzone *et al.*, 2006). In alcuni risulta più funzionale come criterio selettivo,

l'età dell'individuo (Fiorentino *et al.*, 2006). Esistono differenti metodi di stima dell'accrescimento. Tra questi:

**Metodi diretti:** esperimenti con individui confinati o marcati e ricatturati

**Back calculations:** metodi basati sul rapporto tra lunghezza di un pesce e spaziatura esistente tra zone di crescita degli otoliti, delle scaglie, etc.

**Length-at-age data:** metodi che utilizzano sia misure di lunghezza che dati di età

**Length frequency analysis:** metodi che utilizzano esclusivamente misure di lunghezza ripartite in classi

I metodi basati esclusivamente su dati di lunghezza sono di grande utilità per stimare la crescita di un pesce quando risulta difficile, o troppo costoso, determinarne l'età "leggendo" le parti dure (squame, otoliti, etc.).

Obiettivo principale dei metodi che utilizzano misure di lunghezza è la stima dell'accrescimento dalle frequenze relative nelle classi di taglia.

Gli incrementi di  $\Delta L$  (variazione in lunghezza) relativi alla taglia di un individuo di età definita seguono generalmente una distribuzione normale. I grafici delle frequenze di taglia per classi presentano generalmente una mistura di distribuzioni sovrapposte. I metodi sopracitati sono basati sull'osservazione della composizione in lunghezza di una popolazione che spesso esibisce delle mode (picchi), soprattutto tra i gruppi di età più giovani. I valori modali e la loro posizione sono il risultato di vari eventi: reclutamento, crescita, mortalità e metodo di campionamento (che può essere distorto per selettività dell'attrezzo di campionamento e distribuzione della popolazione ittica campionata).

Il metodo di Bhattacharya (1967), è basato sull'assunto che la distribuzione in classi di taglia osservata sia la risultante della sovrapposizione di diverse distribuzioni normali. Il metodo lavora trasformando queste distribuzioni normali in rette, e quindi semplificando progressivamente la distribuzione osservata. La linearizzazione è basata sul calcolo del logaritmo delle frequenze. L'intercetta e l'inclinazione della retta di regressione sono utilizzati per stimare i parametri della distribuzione normale: in particolare l'intercetta fornisce la media, l'inclinazione invece indica il valore della deviazione standard.

Stabilita l'età di maturazione per la specie è possibile utilizzare le distribuzioni di frequenza delle classi per identificare come taglia di *cut-off* la coorte relativa. Così nel caso di specie importanti come il merluzzo si possono considerare come "Young of the Year" (YoY) tutti gli individui  $0^+$  più piccoli di un anno. Utilizzando una taglia di *cut-off* non fissa ma legata alla distribuzione delle taglie è

possibile seguire eventuali fluttuazioni stagionali. Una volta definito la frazione dei giovanili della specie target è possibile procedere con l'analisi spaziale per identificare quali siano le aree che funzionano effettivamente da *nursery*. Tale analisi spaziale effettuata lungo una serie temporale permette inoltre di valutare la persistenza di tali aree nel tempo. Proprio la stabilità temporale, viene indicata come il criterio caratterizzante di base per considerare un'area come "*Essential fish habits*" (Ardizzone, 2006). Del resto già altri autori avevano sottolineato come lo studio della correlazione spaziale tra la distribuzione di giovanili e le loro abbondanze relative fosse il primo passo per stimare e localizzare le aree di *nursery* delle risorse demersali (Lembo *et al.*, 1998).

L'altro punto cruciale nello studio delle Aree di *Nursery* è di natura metodologica, e precisamente riguarda la problematica legata al metodo statistico più appropriato da utilizzare per l'analisi spaziale. Tra i diversi strumenti utilizzati nell'ultimo decennio per descrivere i meccanismi che controllano gli aspetti critici dell'ecologia delle specie e in particolar modo quelli relativi alla distribuzione spaziale, la geostatistica è uno dei più utilizzati per l'identificazione, la modellizzazione e la stima dei *pattern* spaziali (Rossi *et al.*, 1992). La comprensione dei *pattern* spaziali di distribuzione delle specie demersali risulta essenziale ai fini dello *stock assessment* e per la ricerca di nuove proposte di management della pesca (Castrejón *et al.*, 2005). Nonostante la rilevanza di questo tema, i lavori pubblicati in merito risultano ancora scarsi e frammentari per le acque circostanti la Sardegna (Cau *et al.*, 1991; Sabatini *et al.*, 1993; Pesci *et al.*, 2005) e pochi utilizzano tecniche statistiche per valutare la correlazione spaziale (Murenu *et al.*, 2007).

### **MERLUCCIUS MERLUCCIUS COME CASO DI STUDIO**

Nella definizione delle *nursery* un punto di partenza molto importante è la conoscenza delle caratteristiche biologiche della specie.

Per ragioni di tempo e considerate le risultanze esposte nel capitolo delle associazioni demersali e della pesca abbiamo optato per uno studio approfondito della distribuzione spaziale di un'unica specie: il **merluzzo**.

Le specie congeneriche del merluzzo appartenenti alla famiglia *Merluccidae*, costituiscono attualmente una tra le risorse demersali più importanti sia in ambito mondiale che nel Mediterraneo. Negli ultimi trenta anni le catture complessive sono oscillate tra 1 milione e 2 milioni di tonnellate, e nel Mediterraneo quelle di *Merluccius merluccius* in particolare sono raddoppiate sino a oltre 44,500 tonnellate (Fiorentini *et al.*, 1997). In relazione all'attuale prelievo di questa risorsa nel Mediterraneo, è opinione comune che questa specie sia totalmente sfruttata e in particolare aree sia addirittura sovra-sfruttata. Di contro, poichè in alcune aree le

catture risultano ancora stabili nel tempo (Bertrand *et al.*, 2000a, per il Golfo del Leone), Caddy (1993) ha proposto la cosiddetta "refugia theory". In accordo con questa teoria secondo cui gli individui maturi migrerebbero dalla costa per poi stabilizzarsi a profondità maggiori, le esigue catture dei riproduttori garantiscono il successo del reclutamento e sostengono il prelievo della risorsa. Caddy (1993) propone un modello gestionale che enfatizza il mantenimento della biomassa riproduttiva dello stock e la relazione stock-reclutamento piuttosto che la cattura delle reclute.

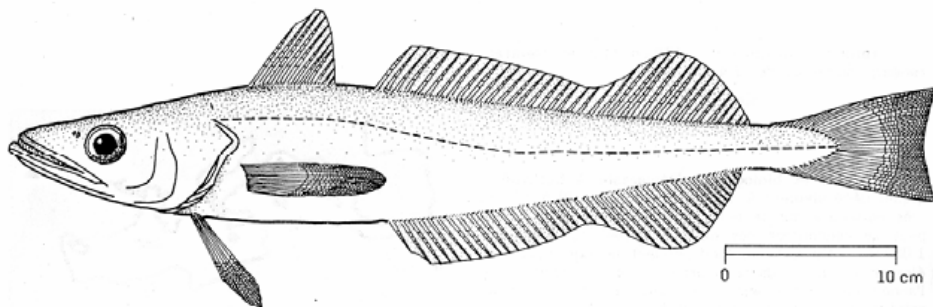
Il merluzzo Mediterraneo costituisce la più importante specie commerciale per diverse marinerie italiane. E' pescato con vari tipi di attrezzo: reti a strascico, reti da posta e palangari. Lo sbarcato dello strascico è costituito essenzialmente da individui sotto ai 30 cm, mentre le reti da posta e i palangari catturano individui di taglia media e grande.

*Merluccius merluccius* (Linneus, 1758) o nasello, presenta un corpo lungo, slanciato e compresso lateralmente, la faccia superiore della testa piatta, con una cresta bassa a forma di V; bocca grande, la mascella inferiore supera di poco la mascella superiore. Due dorsali distinte, la prima corta, alta e triangolare, la seconda lunga; anale simile alla seconda dorsale. Colorazione grigio acciaio sul dorso, più chiaro sui fianchi e bianco argentato sul ventre. Attualmente, delle 12 specie conosciute di merluzzo (Inada, 1981), è la sola presente nel Mediterraneo. La sua presenza è segnalata anche nell'Atlantico Occidentale, dalla Norvegia alle coste della Mauritania. Nel mar Nero si trova solo nelle coste più meridionali. La presenza del genere *Merluccius* è testimoniata da ritrovamenti fossili nel Pacifico e in Europa risalenti rispettivamente all'era Eocenica (50-35 milioni di anni) e Oligocenica (35-10 milioni di anni) (Alheit e Pitcher, 1995). Le ragioni del successo del merluzzo sono strettamente legate alle sue caratteristiche biologiche ed ecologiche:

- ampia distribuzione verticale che gli consente di stabilirsi su diversi piani, sia di piattaforma che di scarpata
- la propensione al cannibalismo (legata alla densità di individui) attraverso cui parte della popolazione muore dando supporto agli individui conspecifici (Payne and Punt, 1995).
- prolungato periodo riproduttivo

E' una specie tipicamente nectobentonica in grado di compiere ampie migrazioni di tipo trofico o riproduttivo ed è distribuita in un ampio intervallo batimetrico (20-1000 m) anche se generalmente è pescata sopra i 300 m di profondità. Le principali concentrazioni di giovanili (<16 cm TL) di merluzzo nelle aree dette nurseries, trascorrono i primi mesi di vita alimentandosi prevalentemente di macrozooplancton (eufausiacei). Con la crescita essi abbandonano le aree di

*nursery* e si disperdono in un più ampio intervallo batimetrico. Questa migrazione coincide con un cambio netto del regime alimentare della specie che diventa prevalentemente piscivoro. Prima però della completa transizione alla fase ittiofaga, il merluzzo mostra una spiccata preferenza alimentare in cui decapodi, *Gobiidae*, *Callionymus spp.*, *Arnoglossus spp.* e pesci nectonici (*Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*) dominano nella dieta. Inoltre le differenze specifiche nello spettro delle prede sembrano essere strettamente associate alla differente distribuzione spaziale o necessità genetiche (o entrambe) (Flamigni, 1984; Jukic and Arneri, 1984; Velasco and Olaso, 1998).



Il merluzzo è caratterizzato da un ciclo vitale lungo (fino a 20 anni) e da un marcato dimorfismo sessuale nelle dimensioni; le femmine raggiungono taglie ed età superiori a quelle dei maschi che difficilmente superano i 50 cm di lunghezza. Riguardo alle caratteristiche riproduttive, il merluzzo è considerato un depositore parziale: una femmina di solito emette 4 o 5 volte consecutive prima che gli ovari entrino in fase di riposo. Gli ovari delle femmine più grandi, lunghe circa 70 cm, possono contenere più di 400.000 oociti nello stadio di pre-emissione.

Il periodo riproduttivo della specie si estende per quasi tutto l'anno con uno o due picchi riproduttivi, uno invernale e uno estivo, anche se, nel Mediterraneo Occidentale sono state riscontrate piccole variazioni: nell'Adriatico, Zupanovic (1968) ha descritto due picchi di reclutamento, in primavera ed in autunno probabilmente legati ai periodi riproduttivi estivi ed invernali; lo stesso *pattern* di reclutamento è stato osservato nel Mar Ligure (Orsi Relini *et al.*, 1986); nel Mar Tirreno sono stati descritti due picchi riproduttivi, uno in Febbraio-Marzo e l'altro in Settembre (Biagi *et al.*, 1995). Bouhlal (1973) ha invece osservato tre picchi riproduttivi lungo le coste della Tunisia, in estate, inverno e primavera; alle Isole Baleari, il periodo riproduttivo del merluzzo è stato identificato nel periodo compreso tra Novembre e Maggio (Bruno *et al.*, 1979); e lungo la costa Catalana e nel Golfo del Leone, la stagione riproduttiva dura tutto l'anno con un picco autunnale (Recasens *et al.*, 1998).

La maturità sessuale è raggiunta verso i due anni nei maschi e a 3-4 anni nelle femmine.

### Analisi delle coorti

Le distribuzioni sono state costruite con classi di 1 cm di lunghezza totale e sottoposte a *smoothing* (media mobile di ordine 3), allo scopo di ridurre possibili irregolarità nelle strutture.

Le distribuzioni di lunghezza-frequenza (LFD) dell'intera popolazione (maschi + femmine + indeterminati), costruite con classi di 1 cm di lunghezza totale, sono state sottoposte a *smoothing* allo scopo di ridurre possibili irregolarità nelle strutture e analizzate utilizzando il metodo di Bhattacharya (1967), come implementato nella *routine* Modal Progression Analysis (MPA) del software FISAT II per individuare le taglie medie delle coorti (Gayanilo *et al.*, 1996).

Dopo aver effettuato una prima stima dei parametri delle singole coorti, i valori ottenuti sono stati ottimizzati minimizzando lo scarto quadratico tra la distribuzione reale dei dati e la distribuzione teorica ottenuta sommando le singole componenti gaussiane sotto il vincolo che l'indice di separazione (SI) tra curve adiacenti fosse  $> 2$ .

La prima componente modale è stata separata stimando la lunghezza media ( $\bar{l}$ ), la corrispondente deviazione standard ed il numero di individui. In caso di presenza di più microcoorti sono state considerate tutte quelle relative al gruppo di età  $0^+$ . Un'età putativa è stata attribuita alle componenti normali sulla base di dati di letteratura riferiti alla lunghezza a 12 mesi, ovvero alla fine del primo anno di vita della specie.

Identificate le caratteristiche dimensionali, in termini di lunghezza media e deviazione standard, delle coorti a sinistra delle LFD, il calcolo dei *cut-off* per isolare in ogni singola cala gli individui da considerarsi reclute (gruppo  $0^+$ ) è stato effettuato tenendo conto delle caratteristiche biologiche della specie e il valore dell'indice di separazione.

Il merluzzo, specie con più eventi di reclutamento nel corso dell'anno, in genere mostra una parziale sovrapposizione delle componenti modali per cui sarebbe ragionevole calcolare il *cut-off* come  $\bar{l} + 1sd$ . In alcuni casi tuttavia, il segnale del reclutamento nell'LFD non era evidente e suggeriva di usare un valore maggiore da moltiplicare alla *sd*. Per evitare una scelta soggettiva il fattore moltiplicativo (F) da utilizzare nella somma ( $\bar{l} + Fsd$ ) è stato calcolato in funzione del valore dell'indice di separazione: quando SI risultava maggiore di 3,  $F=2$  ( $CutOff = \bar{l} + 2sd$ ); altrimenti  $F=1$  (e quindi  $CutOff = \bar{l} + 1sd$ ) (Tab. 6).

Tab. 6 - Valori di *cut-off* (cm) utilizzati per isolare in ogni singola cala dei diversi survey le reclute. (l'asterisco indica i casi in cui  $CutOff = \bar{l} + 2sd$ )

ANNO	GRUND	MEDIT
1994	13,06	15,65*
1995	13,88	15,23*
1996	14,36	15,78
1997	14,03	10,82
1998	13,33	13,33
1999		9,36
2000	15,55	10,83
2001	15,23	11,12
2002	12,19	12,28
2003	14,7*	12,99
2004	14,83	13,1
2005	14,7*	11,53
2006		11,4

Sono stati considerati reclute gli individui la cui lunghezza è risultata inferiore alla taglia media stimata, secondo il metodo precedentemente descritto,. È stato infine stimato, l'indice di abbondanza, in numero, delle reclute.

#### CRITERI DI SELEZIONE DEI DATI

Gli indici di abbondanza ricavati dai dati raccolti durante le campagne sperimentali degli ultimi 12 anni sono stati sottoposti ad analisi esplorativa per individuare le campagne che meglio intercettano il reclutamento delle specie oggetto di studio.

Per i giovanili di *Merluccius merluccius* sono stati tenuti in considerazione sia i dati delle campagne Medits che quelli relativi alle campagne GRUND e pertanto si riportano i risultati dell'analisi esplorativa di entrambi i data set.

Poiché l'area di studio è eterogenea e vasta, abbiamo distinto secondo criteri fisiografici e oceanografici l'area in tre sub-aree (coste) e trattato i dati separatamente (Tab. 7) (Fig. 48).

Tab. 7 – Post-stratificazione usata per la variografia e la localizzazione delle nursery

COD	Costa	Limiti Geografici
C1	1	Da Capo Ferrato a Capo Testa
C2	2	Da Capo Testa a Punta Scorno (Asinara)
C3	3	Da Punta scorno a Capo Ferrato

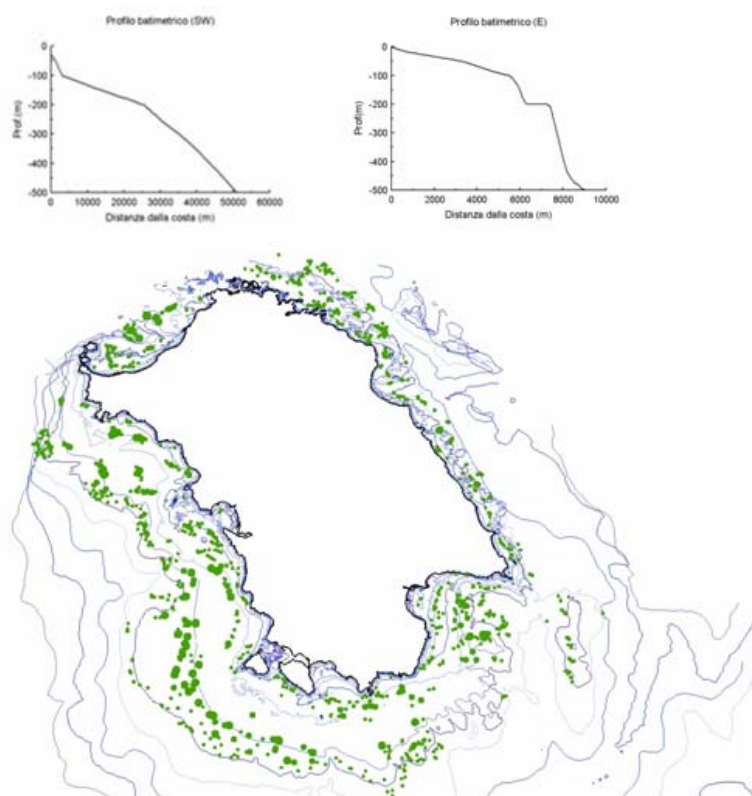


Figura 48 – Differenze nel profilo batimetrico dei versanti orientale e occidentale

Prima di definire i livelli di densità delle aree di *nursery*, la loro stabilità nel tempo e valutarne la consistenza numerica, è necessario stabilire alcune discriminanti per l'input dei dati nel sistema GIS. Per la selezione dei campioni sono stati definiti tre criteri di soglia per discriminare i campioni su cui condurre l'analisi variografica:

- *occurrence* (presenza della specie sul totale delle cale) superiore al 20%
- valore del terzo quartile della distribuzione delle densità giovanili maggiore di 0
- numero minimo di cale effettuate nella sub-area (20 su C1 e C3; e 10 su C2).

Il valore soglia per quest'ultimo parametro di selezione, diverso per le coste 1-3 e 2, trova la sua giustificazione nel fatto che le tre coste hanno estensioni molto diverse e, quindi, sulla base del disegno campionario dei survey demersali un diverso numero di cale previste.



**Occurrence**

Le statistiche descrittive riportate nella tabella sono ordinate per strato, anno e campagna (Tab. 8)

AUT													MED												
COSTA1	1994	1995	1996	1997	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
TOT	23	26	41	46	46	37	43	26	17	16	16	32	34	32	31	31	31	30	26	26	28	28	27		
MEDIA	12	14	57	20	16	67	109	9	98	840	332	12	9	15	0	2	4	2	35	25	351	76	103	144	
MEDIANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MODA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MAX	126	187	1164	328	411	716	1029	127	768	8461	4855	135	116	186	0	57	54	37	732	560	6039	1037	1702	1784	
MIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MINMAX	126	187	1164	328	411	716	1029	127	768	8461	4855	135	116	186	0	57	54	37	732	560	6039	1037	1702	1784	
VARIANZA	1044	1681	35983	3669	4110	27720	70309	779	39856	5372889	1458718	953	629	1491	0	107	162	62	20389	12052	1614159	51821	114150	190354	
DEV. STANDARD	32	41	190	61	64	166	265	28	200	2318	1208	31	25	39	0	10	13	8	143	110	1270	228	338	436	
CURTOSI	7	14	31	16	34	11	6	13	8	9	16	9	11	13	0	28	11	14	21	25	18	13	20	11	
ASIMMETRIA	3	4	5	4	6	3	3	4	3	4	3	3	3	4	0	5	3	4	5	5	4	4	4	3	
Livello di confidenza (95%)	13	16	58	18	19	54	79	10	95	1136	592	11	8	13	0	4	4	3	51	42	488	84	125	165	
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q1 (25%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q2 (50%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q3 (75%)	0	0	17	0	0	45	0	0	151	72	36	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	
max	126	187	1164	328	411	716	1029	127	768	8461	4855	135	116	186	0	57	54	37	732	560	6039	1037	1702	1784	
Q3-Q1 (diff. interquartile)	0	0	17	0	0	45	0	0	151	72	36	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	
percentile 90%	0	0	20	14	0	52	78	168	84	85	10	10	0	11	0	3	3	4	3	4	3	2	10	0	
percentile 90%	47	30	136	24	23	146	440	20	266	2407	180	38	21	44	0	0	0	0	2	27	230	144	277	249	
COSTA2	1994	1995	1996	1997	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
TOT	6	9	15	19	19	17	17	9	7	8	6	12	11	13	14	13	13	14	14	11	12	10	10	10	
MEDIA	86	48	1194	1167	108	147	2787	38	15	780	101	154	94	421	798	312	22	301	461	143	830	991	18	90	
MEDIANA	34	0	0	0	0	0	29	0	0	25	38	72	31	22	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	
MODA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MAX	351	358	12037	15346	895	1732	34892	308	105	4375	277	1060	328	3865	9101	1652	212	3482	2923	1178	9694	7402	113	594	
MIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MINMAX	351	358	12037	15346	895	1732	34892	308	105	4375	277	1060	328	3865	9101	1652	212	3482	2923	1178	9694	7402	113	594	
VARIANZA	18535	13824	10553878	12705342	52176	180668	74789933	10348	1563	2482517	17185	87856	17140	1133312	5979128	320436	3667	849091	931155	125877	7792461	5651956	1555	40553	
DEV. STANDARD	136	118	3249	3564	228	425	8648	102	40	1576	131	296	131	1065	2445	566	61	921	965	355	2791	2377	39	201	
CURTOSI	4	8	10	16	8	14	14	9	7	5	-2	10	-1	11	12	3	10	14	4	9	12	7	4	5	
ASIMMETRIA	2	3	3	4	3	4	3	3	2	1	1	3	1	3	3	2	3	4	2	3	3	2	2	2	
Livello di confidenza (95%)	109	77	1644	1603	103	202	4111	66	29	1092	105	168	77	579	1281	308	33	483	505	210	1579	1473	24	125	
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q1 (25%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q2 (50%)	34	0	0	0	0	0	29	0	0	25	38	72	31	22	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	
Q3 (75%)	91	20	249	467	105	30	116	0	0	481	210	132	163	101	44	266	0	104	277	45	56	63	0	0	
max	351	358	12037	15346	895	1732	34892	308	105	4375	277	1060	328	3865	9101	1652	212	3482	2923	1178	9694	7402	113	594	
Q3-Q1 (diff. interquartile)	91	20	249	467	105	30	116	0	0	481	210	132	163	101	44	266	0	104	277	45	56	63	0	0	
percentile 90%	99	33	316	625	157	311	14	1078	255	173	261	445	61	425	0	157	464	65	65	533	13	11	61		
percentile 90%	225	114	3053	1540	316	271	4920	90	42	2545	266	237	292	690	1366	1240	56	306	1964	300	66	2926	72	334	
COSTA3	1994	1995	1996	1997	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
TOT	61	57	104	92	111	93	100	55	45	43	45	74	62	80	81	79	79	76	78	62	61	57	59	61	
MEDIA	200	449	1114	447	880	3306	2295	1201	827	2527	799	555	267	981	91	843	373	260	688	54	306	1214	1116	1722	
MEDIANA	11	25	123	18	78	223	288	11	0	210	0	12	146	222	0	0	0	0	0	0	0	154	0	29	
MODA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MAX	1099	3585	15476	6478	17070	58617	54912	24507	17749	36872	13716	19627	1534	10998	2582	50287	5163	6546	20607	582	5362	15828	24910	25672	
MIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MINMAX	1099	3585	15476	6478	17070	58617	54912	24507	17749	36872	13716	19627	1534	10998	2582	50287	5163	6546	20607	582	5362	15828	24910	25672	
VARIANZA	105105	766080	5870314	9906986	5402770	73319046	49513501	16533017	7843097	37019138	5234375	5601194	135832	4479334	106026	32396275	1096061	736484	7170148	14133	671648	7453456	18106637	19396544	
DEV. STANDARD	324	875	2423	995	2324	8563	7037	4066	2801	6084	2288	2367	369	2116	326	5692	1047	858	2678	119	820	2730	4255	4404	
CURTOSI	1	6	16	17	27	25	42	22	32	25	24	62	3	11	44	76	10	41	4	11	25	17	23	15	
ASIMMETRIA	2	3	4	4	5	6	5	5	5	5	5	18	2	3	6	9	3	6	3	4	3	5	4	4	
Livello di confidenza (95%)	81	227	466	203	432	1740	1379	1075	818	1819	668	539	92	464	71	1255	231	193	594	30	206	709	1086	1105	
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q1 (25%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Q2 (50%)	11	25	123	18	78	223	288	11	0	210	0	12	146	222	0	0	0	0	0	0	0	154	0	29	
Q3 (75%)	168	502	1194	332	534	3203	2087	221	313	2723	314	226	412	857	25	186	75	188	175	56	218	941	111	999	
max	1099	3585	15476	6478	17070	58617	54912	24507	17749	36872	13716	19627	1534	10998	2582	50287	5163	6546	20607	582	5362	15828	24910	25672	
Q3-Q1 (diff. interquartile)	168	502	1194	332	534	3203	2078	221	313	2723	314	226	412	850	25	186	75	188	175	56	218	941	111	999	
percentile 90%	464	983	1538	511	853	4104	2581	356	438	3044	415	330	427	910	49	203	169	284	341	79	290	1377	171	1158	

picchi massimi di densità in relazione ai periodi di campionamento si presenta pure per le altre aree considerate.

Da una prima valutazione sulla consistenza dei dati di densità risulta che l'indice di *occurrence* per i giovanili del nasello sia complessivamente inferiore al 70 % in entrambe le campagne di pesca. La percentuale di cale positive, in cui cioè sono state effettuate catture di individui giovanili, varia negli anni da un valore minimo pari al 20% ad un massimo del 65%. Questa prima valutazione fa presupporre che le osservazioni acquisite siano sufficienti per ottenere delle stime significative.

Nel corso delle campagne GRUND sono stati rilevati valori di *occurrence* superiori rispetto a quelli della campagna estiva, con le sole eccezioni negli anni 1994, 1995 e 1996 anni in cui tali valori sono confrontabili. Nella campagna GRUND del 2004 è stato raggiunto il massimo valore di *occurrence* (65%); per la campagna MEDIT il picco massimo di *occurrence* è stato raggiunto nel 1996. A seguito di quell'anno nella campagna estiva si osservano valori di *occurrence* stazionari e prossimi al 30%.

Anche in considerazione di un'analisi disgiunta dei dati relativi alle cale che ricadono sulla platea continentale (fondali compresi tra 0-200 m) e di quelle localizzate sulla scarpata continentale (fondali compresi tra 200-800 m) le frequenze di cattura rilevate nella campagna GRUND sono costantemente più elevate delle corrispettive effettuate per la campagna MEDIT. Sulla piattaforma continentale, in particolare, i valori di *occurrence* subiscono un notevole incremento nella GRUND e raggiunti indici massimi pari all'80%.

In considerazione delle tre macroaree, nella C1 si rilevano mediamente valori più bassi. Nel 1997 durante la campagna MEDIT le catture di giovanili risultano addirittura nulle. La C3 mostra invece i valori percentuali più elevati. Nella campagna GRUND del 2001 questi raggiungono un massimo del 80% . Nella C2 durante la campagna MEDIT del 1999 si osserva il valore minimo di *occurrence* 16%. Tali differenze tra sub-aree diventano più marcate sul piano della platea continentale. Nella C1 in particolare risulta che per tre anni non sono state realizzate catture di giovanili.

Per quanto concerne i dati relativi alle cale localizzate sulla scarpata continentale è possibile notare per la C3 un andamento costante dei valori di *occurrence* sempre maggiori del xx%. Nella C2 sono stati rilevati in diversi anni e per entrambe le campagne valori di *occurrence* pari al 100%. In particolare nella campagna MEDIT questi valori sono stati osservati per ben 5 anni (non consecutivi) malgrado un valore nullo relativo all'anno . Al contrario nella campagna GRUND sono stati osservati in prevalenza valori nulli.

### Numero minimo di cale

Complessivamente nell'arco delle 11 campagne GRUND sono state realizzate 1288 cale di cui il 61% sulla piattaforma continentale (*shelf*) e il restante 39% sulla scarpata continentale (*slope*). Il numero massimo di cale è stato raggiunto nell'autunno 2000 (178 cale), il minimo negli anni 2004 e 2005 (67 cale). Nel periodo compreso tra il 1996 ed il 2001 sono state realizzate una media di 161 cale (Fig. 49).

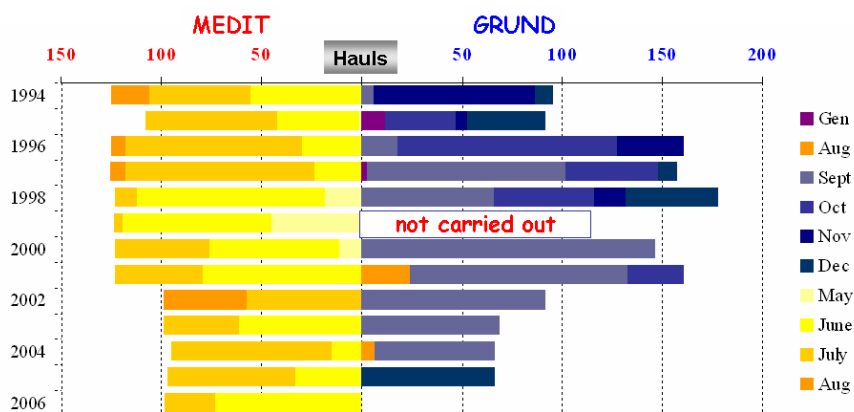


Figura 49 – Distribuzioni dei valori di densità della frazione giovanile nei due *survey* (anni 1994-2006)

In relazione alle tre sub-aree identificate è importante sottolineare che dal 2003 al 2005 nella C1 è stato realizzato un numero di cale inferiore a 20 e nella C2 per ben 6 anni un numero inferiore a 10 cale (Tab. 9).

Tab. 9 - Numero di cale effettuate nei survey GRUND nelle 3 subaree (C1, C2, C3) sulla piattaforma (P) e sulla scarpata (S). In rosso i valori sotto la soglia di selezione.

SURVEY	CALE	Piattaforma	Scarpata	C1-P	C1-S	C2-P	C2-S	C3-P	C3-S
GRU94	96	57	39	14	10	6	1	37	28
GRU95	92	51	41	14	12	6	3	31	26
GRU96	161	98	63	24	17	13	2	61	44
GRU97	158	99	59	27	19	15	5	57	35
GRU98	178	106	72	26	21	14	5	66	46
GRU00	147	88	59	20	17	13	4	55	38
GRU01	161	102	59	26	17	13	4	63	38
GRU02	92	56	36	18	10	6	3	32	23
GRU03	69	42	27	10	7	5	2	27	18
GRU04	67	41	26	10	6	6	2	25	18
GRU05	67	43	24	10	6	4	2	29	16

Nelle 12 campagne MEDIT analizzate sono state effettuate 1465 cale di cui il 60% sulla platea ed il 40% sulla scarpata. Dal 1994 al 2001 sono state condotte mediamente 122 cale all'anno; dal 2002 il numero complessivo di cale della campagna è stato ridotto a meno di un centinaio. Nello strato C2, dal 2004 al 2006, di conseguenza il numero di cale è stato ridotto a 10 (Tab. 10).

Tab. 10 - Numero di cale effettuate nei survey MEDIT nelle 3 subaree (C1, C2, C3) sulla piattaforma (P) e sulla scarpata (S). In rosso i valori sotto la soglia di selezione.

SURVEY	CALE	Piattaforma	Scarpata	C1-P	C1-S	C2-P	C2-S	C3-P	C3-S
MED94	125	67	58	21	14	9	4	37	40
MED95	108	63	45	21	13	7	4	35	28
MED96	125	74	51	19	13	10	3	45	35
MED97	126	75	51	18	13	11	3	46	35
MED98	123	73	50	18	13	10	3	45	34
MED99	124	72	52	18	13	11	3	43	36
MED00	123	72	51	18	13	10	4	44	34
MED01	123	72	51	18	13	10	4	44	34
MED02	99	63	36	17	9	7	4	39	23
MED03	99	61	38	16	10	8	4	37	24
MED04	95	59	36	17	11	7	3	35	22
MED05	97	63	34	18	10	7	3	38	21
MED06	98	62	36	17	10	7	3	38	23

La campagna GRUND viene svolta durante il periodo autunnale e invernale. In questo studio sono state considerate valide le cale effettuate dal 1994 al 2005. L'inizio della campagna coincide in generale con la prima metà di settembre ma alcune eccezioni riguardano gli anni 2001 e 2004 in cui la campagna di pesca è stato anticipata al mese di Agosto. Nel 1995 la GRUND è stata invece avviata con ritardo nel mese di ottobre e nel 2004 agli inizi di novembre; entrambe sono poi terminate nel mese di gennaio. Nel 1999 la campagna GRUND è stata interrotta e di conseguenza non esistono dati relativi a quel periodo. Nel complesso le campagne sono state portate a termine in periodo compreso tra un minimo di 30 giorni ed un massimo di xx giorni complessivi. In ragione anche del numero di cale effettuate, la campagna del 1998 ha preso inizio nel mese di settembre ed è stata prolungata sino al mese di gennaio. Le uniche campagne avviate e portate a termine nel solo mese di settembre sono quelle relative agli anni 2000, 2002 e 2003. La campagna MEDIT viene svolta durante il periodo tardo primaverile ed estivo. Tutte le campagne considerate in questo studio sono state svolte tra maggio e agosto. Tre sole campagne sono state anticipate al mese di maggio (1998, 1999, 2000) e solo quattro sono terminate nel mese di agosto (1994, 1996, 1997, 2002).

## Percentili

Con questa suddivisione si è voluto attribuire, in maniera efficiente, un valore numerico relativamente “coerente” al numero di individui presenti nelle altre zone fuori delle *nurseries*. Il criterio di *cut-off* individuato è stato quello del percentile, una divisione arbitraria della distribuzione di frequenze.

Il metodo parte dalla constatazione che in genere ci si trova davanti ad una distribuzione asimmetrica, caratterizzata da un certo numero di osservazioni molto elevate (corrispondenti ai campioni effettuati dentro delle aree di *nursery*) e altri dove i numeri sono modesti o addirittura inesistenti. Mediante l’uso di una distribuzione di frequenze cumulata, viene scelta una certa percentuale che dovrebbe permettere di separare in base alla numerosità, le cale dove sono concentrati gli individui giovanili. I campioni si ordinano in modo decrescente, successivamente si ottengono le frequenze cumulate e quindi si definiscono i percentili.

Questo metodo è stato applicato ai dati delle diverse campagne di pesca partendo dal presupposto che le aree di *nursery* sono negli anni più o meno dense. Comunque sia, se per arrivare al valore del 3° percentile (75%) in un ordinamento decrescente occorre prendere quasi tutte le osservazioni, questo significa che praticamente non esistono le aree di *nursery*. Si è proposto di combinare un percentile (80%) con un livello del ranking decrescente (non superiore al 25-30%). Per ultimo occorre ricordare che sono stati utilizzati per le analisi i dati provenienti dai giusti periodi in cui si assume siano presenti le *nurseries*. La tabella seguente sintetizza i risultati della selezione dei campioni mediante i parametri precedentemente descritti. In rosso sono state contrassegnate le campagne in cui i criteri scelti (n° di cale, 3° quartile, *occurrence*) non sono stati soddisfatti (Tab. 11).

Tab. 11 - Riepilogo dei risultati sui criteri di selezione del set di dati per le analisi spaziali (rosso=criteri non soddisfatti; verde=criteri soddisfatti)

	Costa 1			Costa 2			Costa 3		
	Cale	3Q	Occ	Cale	3Q	Occ	Cale	3Q	Occ
GRU94	+	+	-	-	+	+	+	+	+
GRU95	+	+	-	-	+	+	+	+	+
GRU96	+	+	+	+	+	+	+	+	+
GRU97	+	-	+	+	+	+	+	+	+
GRU98	+	+	-	+	+	+	+	+	+
GRU00	+	+	+	+	+	+	+	+	+
GRU01	+	-	+	+	+	+	+	+	+
GRU02	+	-	-	-	-	+	+	+	+
GRU03	-	+	+	-	-	-	+	+	+
GRU04	-	+	+	-	+	+	+	+	+

	Costa 1			Costa 2			Costa 3		
	Cale	3Q	Occ	Cale	3Q	Occ	Cale	3Q	Occ
GRU05	-	+	+	-	+	+	+	+	+
MED94	+	-	+	+	+	+	+	+	+
MED95	+	-	-	-	+	+	+	+	+
MED96	+	+	+	+	+	+	+	+	+
MED97	+	-	-	+	+	+	+	+	+
MED98	+	-	-	+	+	+	+	+	+
MED99	+	-	-	+	-	+	+	+	+
MED00	+	-	-	+	+	+	+	+	+
MED01	+	-	-	+	+	+	+	+	+
MED02	+	-	-	+	+	+	+	+	+
MED03	+	-	+	+	+	+	+	+	+
MED04	+	+	+	-	+	+	+	+	+
MED05	+	-	+	-	-	+	+	+	+
MED06	+	-	-	-	-	-	+	+	+

#### TECNICHE GIS PER L'ANALISI DI STABILITÀ DELLE NURSERY

In geostatistica, il problema della stima locale di una variabile è risolto con l'uso del Kriging. Il Kriging fornisce il miglior stimatore lineare e non distorto (*BLUE, Best Linear Unbiased Estimator*) della variabile investigata. Le carte costruite tramite stima, per effetto dell'interpolazione su cui è basata la stima stessa, hanno però una particolarità: si presentano smussate, presentano cioè un andamento nello spazio molto regolare rispetto a quello della realtà, e questo succede qualsiasi sia il metodo di stima impiegato.

Esistono diversi tipi di kriging, il più semplice dei quali è l'Ordinary Kriging (OK). Più complesso, sebbene molto più adatto alla stima delle aree di *nursery*, è l'Indicator Kriging (IK). Quest'ultimo è un metodo geostatistico non parametrico adatto a stimare la probabilità che il valore di una variabile superi un valore soglia prestabilito (cut-off). In campo ecologico le applicazioni legate allo studio di una variabile ambientale spesso devono affrontare il problema di stimare la probabilità che un parametro o indice da tenere sotto controllo superi, in un punto del tempo e dello spazio, un determinato valore di soglia. Nei punti di misura a seconda che il dato misurato sia o no superiore al valore di soglia fissato la probabilità si esprime con un sistema binario e vale 1 o 0.

Nei punti in cui non è disponibile la misura, l'incertezza può essere valutata con la probabilità che il valore di soglia venga superato. Essa dipende dalla posizione del punto in cui si vuole effettuare la stima e dai valori del parametro misurati nei punti ad esso più prossimi. La stima in questione, riferita ai punti di un

grigliato regolare, consente di tracciare la carta delle iso-probabilità, e quindi di definire le **aree di rischio**.

Applicata in diversi ambiti, la stima ha il significato di una previsione a breve, e, come tale, può costituire la base per prendere decisioni con anticipo di tempo. Nella caratterizzazione dei siti di particolare interesse ecologico, notevole importanza può assumere la probabilità che il valore medio di una variabile o indice superi, in una determinata area o volume, un valore di soglia. Effettuati gli studi del caso, eseguite le necessarie campionature e suddivisa l'area di studio in diversi areali, a seguito del trattamento delle informazioni, è possibile stabilire quali aree sottoporre a tutela, quali escludere e quali sottoporre a ulteriori studi e approfondimenti. È evidente che una buona strada per classificare le aree nelle tre categorie implica l'applicazione di criteri di scelta.

Nel nostro contesto l'Indicator kriging è stato applicato per localizzare, con differenti livelli di probabilità, le aree di *nursery* del merluzzo, stabilendo a priori per ogni anno e campagna come valore di *cut-off* il 90% della distribuzione delle densità. L'Indicator Kriging ha il vantaggio di non formulare ipotesi sulla distribuzione dei dati (come la stazionarietà o la binormalità), pertanto si presta molto bene per lo studio di dati la cui distribuzione è molto asimmetrica ed in cui prevalgono valori 0. Esso è stato ampiamente accettato per l'applicazione alle risorse naturali, per l'analisi di problemi ambientali e per l'analisi di dati categorici.

L'applicazione dei valori soglia precedentemente descritti alle mappe di distribuzione degli indici di densità di reclute permette di localizzare e modellizzare le aree di maggiore concentrazione. Queste aree vengono classificate come "principali aree di *nursery*" e possono presentare una certa variabilità temporale sia nella posizione che nella forma. In molti casi, variazioni a breve termine si sovrappongono ad una struttura stabile a medio-lungo termine che è rilevabile tramite il calcolo di un indice locale di **persistenza** (PI).

L'indice di persistenza non è altro che un modello di analisi: applicando una serie di criteri di selezione ai vari strati informativi integrati nel GIS permette di restituire una *layer* di sintesi con cui è possibile individuare le zone in cui il valore dell'indice ricercato è massimo. La parte più impegnativa nella costruzione di questo tipo di modelli è senza dubbio la fase di progettazione ovvero di definizione dei criteri di selezione del sito. Uno dei vantaggi delle tecnologie GIS risiede nella possibilità di generare nuovi strati informativi a partire da *layer* esistenti, di analizzare le relazioni di posizione tra elementi e di costruire modelli integrando gli strumenti di analisi.

Nel nostro caso specifico il procedimento seguito per l'identificazione delle aree di persistenza è stato articolato in due fasi distinte, sfruttando due diverse metodologie GIS:



- la “**Riclassificazione**” delle mappe di distribuzione degli indici di densità di reclute su un grigliato di celle (500 m x 500 m). Utilizzando i valori soglia per la definizione delle aree di *nursery*, ciascuna mappa di distribuzione degli indici di densità di reclute ottenuta tramite Ordinary Kriging è stata riclassificazione. In particolare, adottando un criterio di tipo binario, a ciascuna cella della mappa origine è stato attribuito il valore 1 nel caso il valore originario fosse maggiore o uguale al valore soglia (presenza di *nursery*) e il valore 0 altrimenti (assenza di *nursery*).
- la “**Sovrapposizione**” delle mappe riclassificate. L’applicazione dell’operatore media alla serie temporale delle mappe della serie (funzione di tipo Booleano) ha consentito di generare una nuova mappa tematica in cui il valore di ogni cella esprime la frequenza con cui essa ricade in una zona classificata come *nursery*. Tale valore definisce l’indice locale di persistenza (PI) della *nursery*. L’indice PI può avere un valore minimo pari a 0, che individua le zone in cui non si registra mai la presenza di una *nursery*, ed un valore massimo pari a 1 che individua le zone occupate stabilmente da una *nursery*.

La riclassificazione dei *layer* presenta alcuni vantaggi e svantaggi. È sufficiente infatti determinare se le feature di ciascun *layer* rispondano o meno a determinati requisiti (condizione buona o cattiva) e assegnare per ciascuna di tali condizioni rispettivamente il valore 1 (buono) o 0 (cattivo). I modelli di adattabilità di tipo binario possono essere considerati una forma alternativa di interrogazione (query) spaziale. Il vantaggio ulteriore dell’utilizzo del modello rispetto ad una query sta nella logica meno complessa adottata per combinare insieme livelli informativi diversi (*layer* multipli).

Gli svantaggi che implica l’applicazione di questo metodo sono di tre tipi:

- Tutti i *layer* che partecipano all’overlay assumono lo stesso grado di importanza.
- Per ciascun fattore o *layer* non esiste la possibilità di identificare una situazione intermedia dal momento che non esiste una scala di punteggi che esprima gradualmente il grado di correlazione con i criteri del modello.
- In ultimo si sottolinea l’impossibilità di classificare con un scala di valori i punteggi assegnati alle celle del *layer* di sintesi (risultato della combinazione dei *layer* di input). Nei modelli complessi, costituiti ad esempio dalla combinazione di 10 *layer*, è sufficiente una sola cella classificata non-idonea (0) ancorché 9 celle su 10, presenti sui *layer* di input, siano classificate ad 1 per determinare la non-idoneità della cella corrispondente nel *layer* di sintesi.

Un approccio alternativo che può risolvere le problematiche connesse con l’utilizzo dei modelli binari è costituito dall’applicazione dei modelli pesati. Tale tecnica consiste nel riclassificare ciascun strato/*layer* secondo una scala di punteggi che esprimono in maniera graduale il grado di correlazione (basso, medio, alto) di



una data caratteristica territoriale rappresentata nel *layer* con un dato fenomeno o criterio di adattabilità. Successivamente, a ciascuno strato viene assegnato un valore o peso che esprime il grado di importanza relativo associato a ciascuna caratteristica territoriale e di cui si terrà conto durante la combinazione dei *layer*. La differenza sostanziale tra le due tecniche non si esprime, quindi, in termini meramente operativi, ma in una maggior complessità nell'applicazione dei modelli pesati rispetto ai modelli binari a causa delle difficoltà che insorgono nella definizione di criteri oggettivi per l'assegnazione dei punteggi e dei pesi.

### **L'analisi variografica**

Vari studi basati sulle analisi geostatistiche hanno relazionato i parametri dei variogrammi alla scala e variabilità spaziale delle specie ittiche. Petitgas e Levenez (1996) hanno relazionato i valori di *range* e sill alle dimensioni e al numero di cluster delle forme aggregate (*schools*) di giovani pelagici. Il valore *range* del variogramma è stato utilizzato come indice di raggruppamento per gruppi di giovanili demersali e pelagici (Sullivan 1991; Petitgas 1993). Maravelias *et al.* (1996) hanno riportato le dimensioni dei banchi di aringa atlantica ai differenti valori di *range* distinguendo e associando i valori prossimi a 12 km alle *schools* dell'aringa e i valori di *range* più elevati ad altre forme di aggregazione degli adulti. Bez and Rivoirard (2001) hanno utilizzato questi parametri per descrivere la struttura spaziale e identificare le differenti scale di aggregazione di *Scomber scombrus*.

### **Il merluzzo come caso di studio**

Le densità degli individui appartenenti alla classe 0<sup>+</sup> del merluzzo sono espressi in numeri di individui per unità di superficie (N/km<sup>2</sup>). Le grandi concentrazioni di giovanili sono ripartite nella parte centrale della piattaforma continentale e l'insieme della popolazione della regione sembra essere stato campionato in quanto sono stati descritte numerose osservazioni nulle nelle aree marginali dell'area di studio.

Le varie campagne mostrano valori di CV elevati che testimoniano la distribuzione fortemente asimmetrica dei dati. L'irregolarità spaziale assume un'importanza notevole in quanto le forti densità risultano circondate da dati di cattura molto bassi e nulli.

I variogrammi sperimentali omnidirezionali sono stati determinati per ciascuna campagna e strato col fine di ricercare le differenze stagionali nella distribuzione dei giovanili del merluzzo e produrre successivamente delle stime della variabile considerata, attraverso metodi di interpolazione quali l'Ordinary Kriging e l'Indicator Kriging, in aree non campionate, rispettandone la descrizione statistica e geostatica.

Sono stati utilizzati modelli di tipo confinato per rappresentare i variogrammi sperimentali, validati mediante procedura di cross-validation.

Nei modelli scelti, infine, non sono stati osservati trend consistenti.

Il numero e l'estensione dei lag sono stati calcolati per un numero finito di distanze in relazione all'area indagata. In particolare tenendo conto delle coordinate minime e massime di longitudine e latitudine sono stati considerati affidabili i variogrammi sperimentali per distanze pari alla metà della diagonale dell'area di studio.

Per calcolare i variogrammi sperimentali è necessario delimitare un dominio. Il problema è rilevante. Si osserva in effetti che al limite occidentale dell'area campionata le densità sono ridotte e costituite da valori di densità nulli e molto bassi. Inoltre si possono osservare alcuni valori nulli nel mezzo dell'area campionata. Limitarsi al campo di valori strettamente positivi può condurre ad un dominio la cui forma risulta troppo frastagliata. Utilizzare questa soluzione per definire il dominio porterebbe probabilmente ad escludere troppi campioni. Nel nostro caso abbiamo definito come dominio l'estensione dei fondi demersali compresi tra le batimetriche dei 10 m e 1000 m (Tab. 12).

Tab. 12 – Domini di delimitazione per il calcolo dei variogrammi

Zona	Costa	Superficie (Km <sup>2</sup> )	Diagonale (Km)
E	1	8335	240
N	2	2951	70
S-O	3	17860	270

I variogrammi sperimentali calcolati sulle densità dei giovanili del merluzzo dello strato C3 hanno mostrato una evidente struttura spaziale (Fig. 50a). L'analisi variografica ha prodotto risultati non soddisfacenti e non validati sui campioni degli strati C1 e C2. I variogrammi sperimentali sono risultati estremamente instabili. In particolare i valori ai primi passi del calcolo risultano superiori al valore della varianza sperimentale (Fig. 50b).

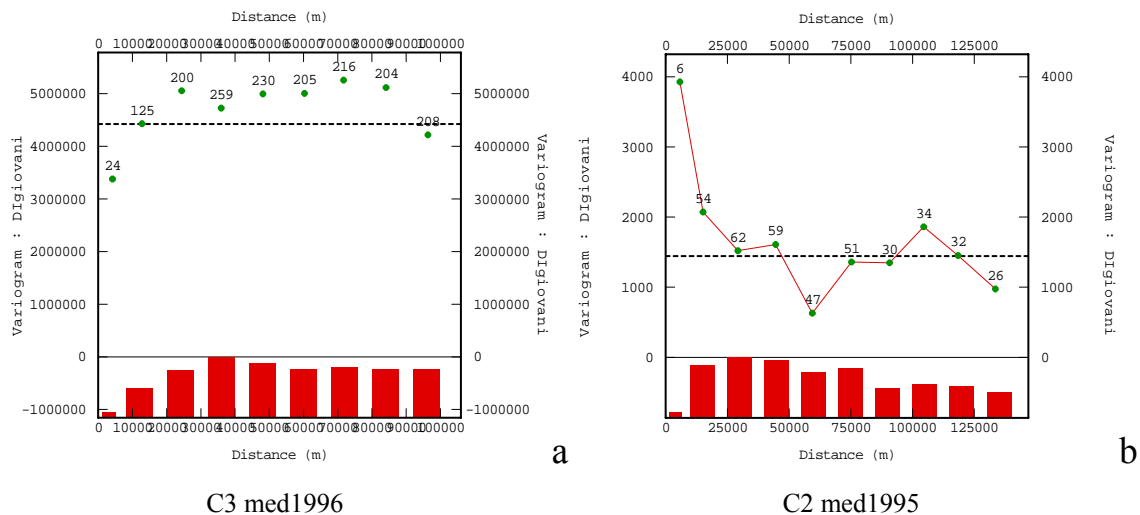


Figura 50 - Tipici esempi di variogrammi sperimentali. Struttura spaziale evidente (a); e instabilità del variogramma (b)

Un primo chiarimento delle fluttuazioni dei risultati sperimentali è di natura calcolatoria. In effetti nella pratica, si stima il variogramma dallo scarto quadratico medio delle densità. Le densità dei giovanili del merluzzo sono molto forti sia come valori ma ugualmente nella loro distribuzione spaziale. Quindi gli scarti delle densità che hanno naturalmente tendenza ad essere importanti si trovano fortemente amplificati nel corso dell'elevazione al quadrato. Non è stato possibile ricercare fenomeni anisotropici in quanto la distribuzione spaziale dei campioni e la scarsità di punti in alcune aree indagate limitava la ricerca secondo alcune particolari direzioni.

### C3 Ordinary Kriging

I modelli utilizzati per la procedura dell'Ordinary Kriging (C3-GRUND) sono stati calcolati utilizzando un numero di lag variabile tra 8 e 12, di ampiezza compresa tra 4 e 16 km in relazione all'area indagata. Per descrivere la struttura spaziale delle densità dei giovanili del merluzzo nella campagna GRUND sono stati utilizzati in prevalenza modelli con struttura sferica (10) ed un solo modello esponenziale (1) nell'anno 2005. Per quanto concerne i valori di *range* riscontrati le variazioni sono compresi tra un minimo di 18 km nel 2002 ed un valore massimo di 47 km nel 1995. L'effetto Nugget, sempre associato ad una struttura sferica, è stato rilevato in 5 variogrammi. Il più alto valore *nugget* è stato raggiunto nel 2000 (66% del *sill*) tuttavia malgrado il valore *nugget* osservato sia abbastanza elevato, mediamente risulta inferiore al 30% del *sill* (Tab. 13, Fig. 51)

Tab. 13 - Risultati dell'analisi variografica (OK) sui dati GRUND della C3

GRUND	CV	max DI	Model	Range	Partial Sill	Nugget	Sill	Nugget/Sill
C3-1994	1,61	1099	Spherical	25000	1,13E+05		1,13E+05	
C3-1995	1,93	3585	Spherical	47000	5,78E+05	1,99E+05	7,76E+05	26%
C3-1996	2,16	15476	Spherical	20416	5,19E+06	1,51E+06	6,70E+06	22%
C3-1997	2,21	6478	Spherical	19019	9,60E+05		9,60E+05	
C3-1998	2,63	17070	Spherical	18976	5,93E+06	1,97E+05	6,12E+06	3%
OK C3-2000	2,58	58617	Spherical	27742	2,85E+07	5,57E+07	8,42E+07	66%
C3-2001	3,05	54912	Spherical	20809	3,62E+07		3,62E+07	
C3-2002	3,35	24507	Spherical	17341	1,55E+07		1,55E+07	
C3-2003	2,45	17749	Spherical	30660	7,59E+06	2,85E+06	1,04E+07	27%
C3-2004	2,38	36872	Spherical	32798	4,84E+07		4,84E+07	
C3-2005	2,83	13716	Exponential	34000	6,43E+06		6,43E+06	

I modelli dedotti per la campagna MEDIT sono stati calcolati assumendo un numero di lag compreso tra 8 e 12 ed una distanza di lag compresa tra 4 e 13 km. La struttura spaziale dei dati MEDIT è stata descritta con modelli esponenziali (7) e sferici (5). In 3 soli casi è stato necessario ricorrere a modelli con doppia struttura (2 modelli Spherical+Nugget; 1 modello Exponential+Nugget). I valori di *range* riscontrati variano tra 16 km (2003) e 40 km nel 2005. I valori di *nugget* sono superiori al 30% del *sill* (Tab. 14, Fig. 52).

Tab. 14 - Risultati dell'analisi variografica (OK) sui dati MEDIT della C3

MEDIT	CV	max DI	Model	Range	Partial Sill	Nugget	Sill	Nugget/Sill
<b>C3-1994</b>	4,23	19827	<i>Exponential</i>	25000	4,13E+06	3,22E+06	7,35E+06	44%
<b>C3-1995</b>	1,37	1534	<i>Spherical</i>	34512	1,14E+05	5,33E+04	1,67E+05	32%
<b>C3-1996</b>	2,14	10998	<i>Spherical</i>	20000	2,98E+06	1,83E+06	4,81E+06	38%
<b>C3-1997</b>	3,55	2582	<i>Exponential</i>	25000	1,57E+05		1,57E+05	
<b>C3-1998</b>	6,71	50287	<i>Spherical</i>	22264	4,10E+07		4,10E+07	
OK <b>C3-1999</b>	2,79	5163	<i>Exponential</i>	25000	1,05E+06		1,05E+06	
<b>C3-2000</b>	3,28	6546	<i>Exponential</i>	24148	8,10E+05		8,10E+05	
<b>C3-2001</b>	3,87	20607	<i>Spherical</i>	26084	7,96E+06		7,96E+06	
<b>C3-2003</b>	2,66	5362	<i>Spherical</i>	16501	8,01E+05		8,01E+05	
<b>C3-2004</b>	2,23	15828	<i>Exponential</i>	20000	7,88E+06		7,88E+06	
<b>C3-2005</b>	3,78	24910	<i>Exponential</i>	40077	2,57E+07		2,57E+07	
<b>C3-2006</b>	2,54	25672	<i>Exponential</i>	28000	2,07E+07		2,07E+07	

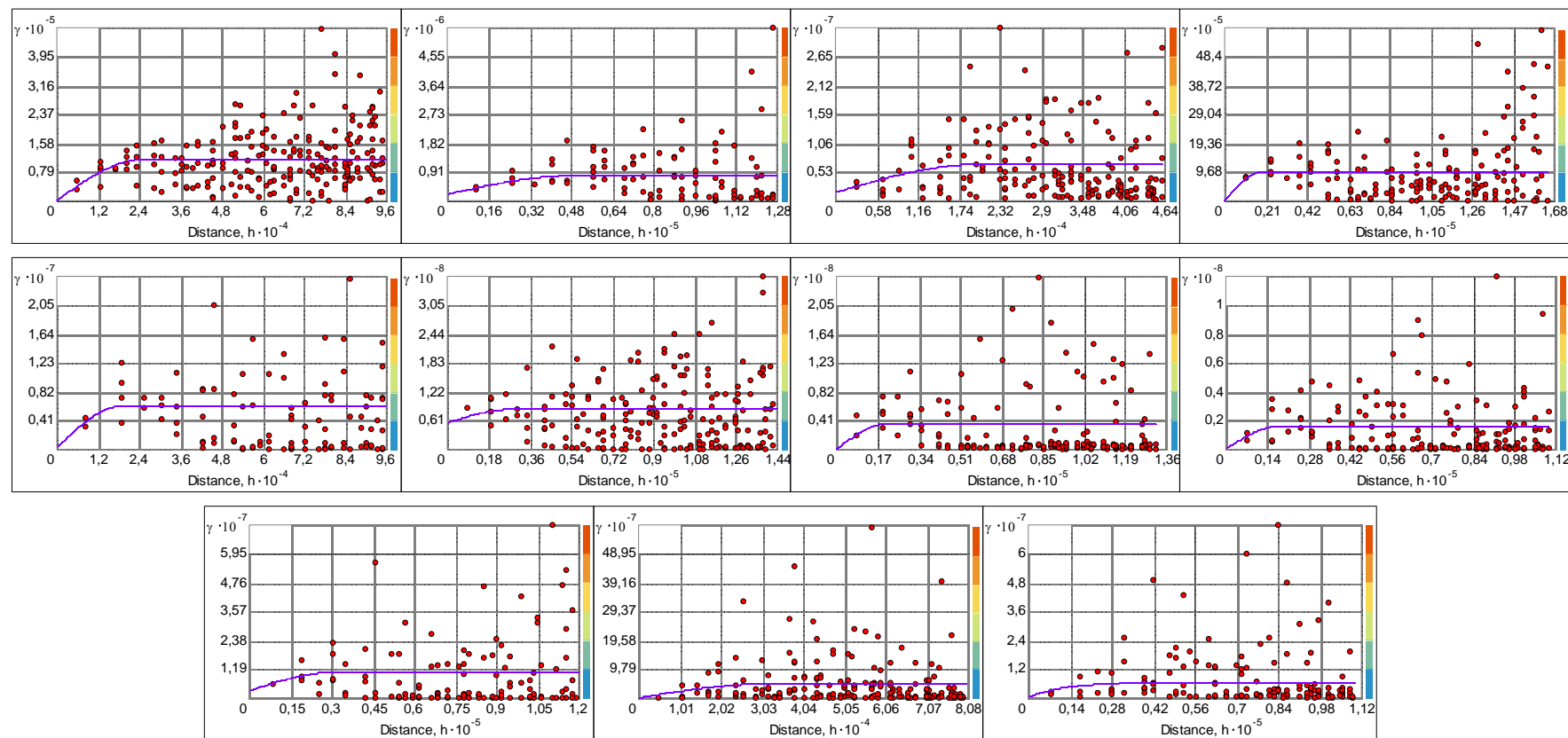


Figura 51 - Variografia costa 3 GRUND (Ordinary Kriging)

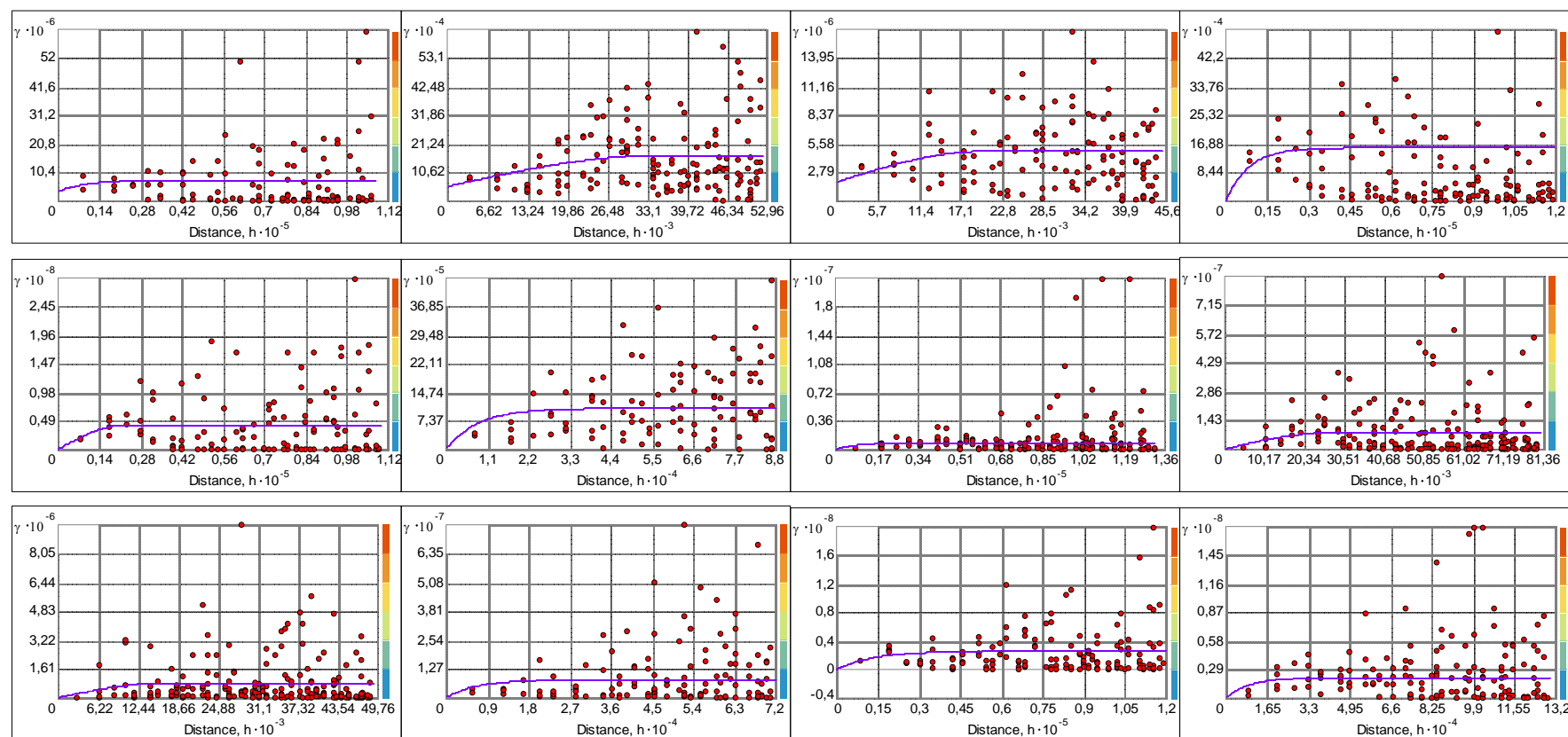


Figura 52 - Variografia costa 3 MEDIT (Ordinary Kriging)

### C3 Indicator Kriging

I modelli di variogramma per l'Indicator Kriging sono stati calcolati utilizzando un numero di lag tra 10 e 12, di ampiezza compresa tra 4 e 19 km. La tabella mostra un numero superiore di modelli con struttura sferica (8) rispetto a quella esponenziale (3). I modelli a due strutture (4) sono costituiti da una componente sferica+nugget. I valori di *range* sono compresi entro un valore minimo pari a 20 km (1996) ed un valore massimo di 52 km 1995. Il valore massimo di *nugget* supera l' 80% del sill. (Tab. 15, Fig. 53)

Tab. 15 - Risultati dell'analisi variografica (IK) sui dati GRUND della C3

GRUND	CV	max DI	Model	Range	Partial Sill	Nugget	Sill	Nugget/Sill
C3-1994	1,61	1099	Exponential	33997	1,05E-01		1,05E-01	
C3-1995	1,93	3585	Spherical	52064	2,98E-02	1,62E-01	1,92E-01	84%
C3-1996	2,16	15476	Spherical	20039	2,92E-02	6,56E-02	9,48E-02	69%
C3-1997	2,21	6478	Exponential	23000	2,42E-02		2,42E-02	
C3-1998	2,63	17070	Spherical	22743	8,65E-02	2,01E-02	1,07E-01	19%
IK C3-2000	2,58	58617	Spherical	29274	4,90E-02	5,99E-02	1,09E-01	55%
C3-2001	3,05	54912	Spherical	29936	3,25E-02		3,25E-02	
C3-2002	3,35	24507	Spherical	25080	1,15E-01		1,15E-01	
C3-2003	2,45	17749	Exponential	30281	1,25E-01		1,25E-01	
C3-2004	2,38	36872	Spherical	38804	1,09E-01		1,09E-01	
C3-2005	2,83	13716	Spherical	23682	1,04E-01		1,04E-01	

Per i variogrammi sperimentali delle densità dei dati MEDIT sono stati considerati un numero di lag tra 9 e 12 di ampiezza compresa tra 4 e 13 km. Sono stati utilizzati 6 modelli sferici e altrettanti modelli esponenziali. I modelli con doppia struttura (4) sono composti da una componente sferica+nugget. I valori di *range* rinvenuti variano da 8 km (1998) a 46 km (2006). I valori di *nugget* sono inferiori al 50%. (Tab. 16, Fig. 54)



Tab. 16 - Risultati dell'analisi variografica (IK) sui dati MEDIT della C3

MEDIT	CV	max DI	Model	Range	Partial Sill	Nugget	Sill	Nugget/Sill
<b>C3-1994</b>	4,23	19827	<i>Exponential</i>	21861	1,10E-01		1,10E-01	
<b>C3-1995</b>	1,37	1534	<i>Exponential</i>	22242	1,30E-01		1,30E-01	
<b>C3-1996</b>	2,14	10998	<i>Spherical</i>	26819	5,08E-02	5,01E-02	1,01E-01	50%
<b>C3-1997</b>	3,55	2582	<i>Spherical</i>	20374	7,27E-02	3,07E-02	1,03E-01	30%
<b>C3-1998</b>	6,71	50287	<i>Exponential</i>	8144,3	9,49E-02		9,49E-02	
<b>C3-1999</b>	2,79	5163	<i>Exponential</i>	27000	9,75E-02		9,75E-02	
<b>C3-2000</b>	3,28	6546	<i>Spherical</i>	24175	9,91E-02	1,09E-01	2,08E-01	52%
<b>C3-2001</b>	3,87	20607	<i>Spherical</i>	20730	8,22E-02	1,70E-02	9,93E-02	17%
<b>C3-2003</b>	2,66	5362	<i>Exponential</i>	22994	1,14E-01		1,14E-01	
<b>C3-2004</b>	2,23	15828	<i>Exponential</i>	20000	1,07E-01		1,07E-01	
<b>C3-2005</b>	3,78	24910	<i>Spherical</i>	16289	9,19E-02		9,19E-02	
<b>C3-2006</b>	2,54	25672	<i>Spherical</i>	46164	1,07E-01		1,07E-01	

IK

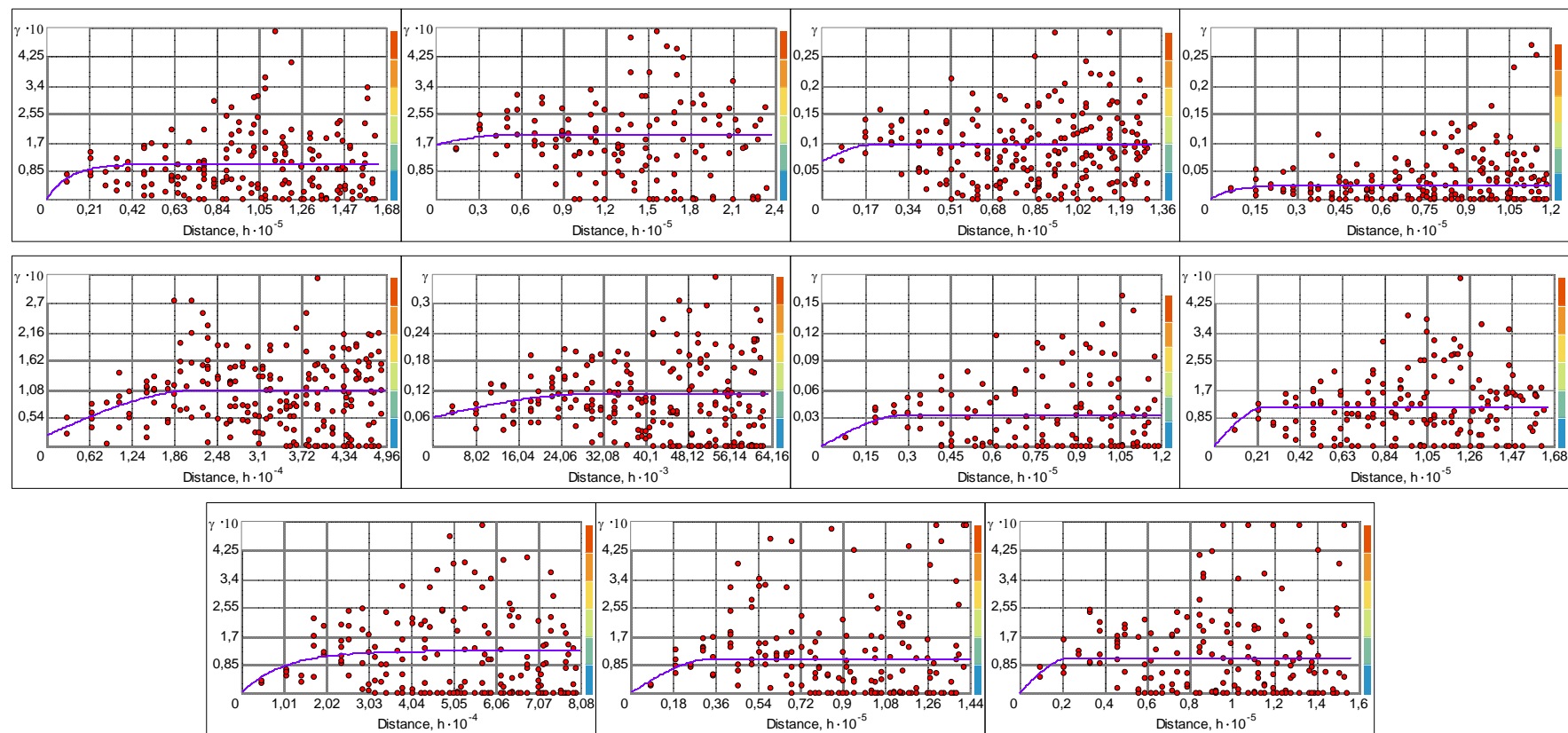


Figura 53 - Variografia costa 3 GRUND (Indicator Kriging)

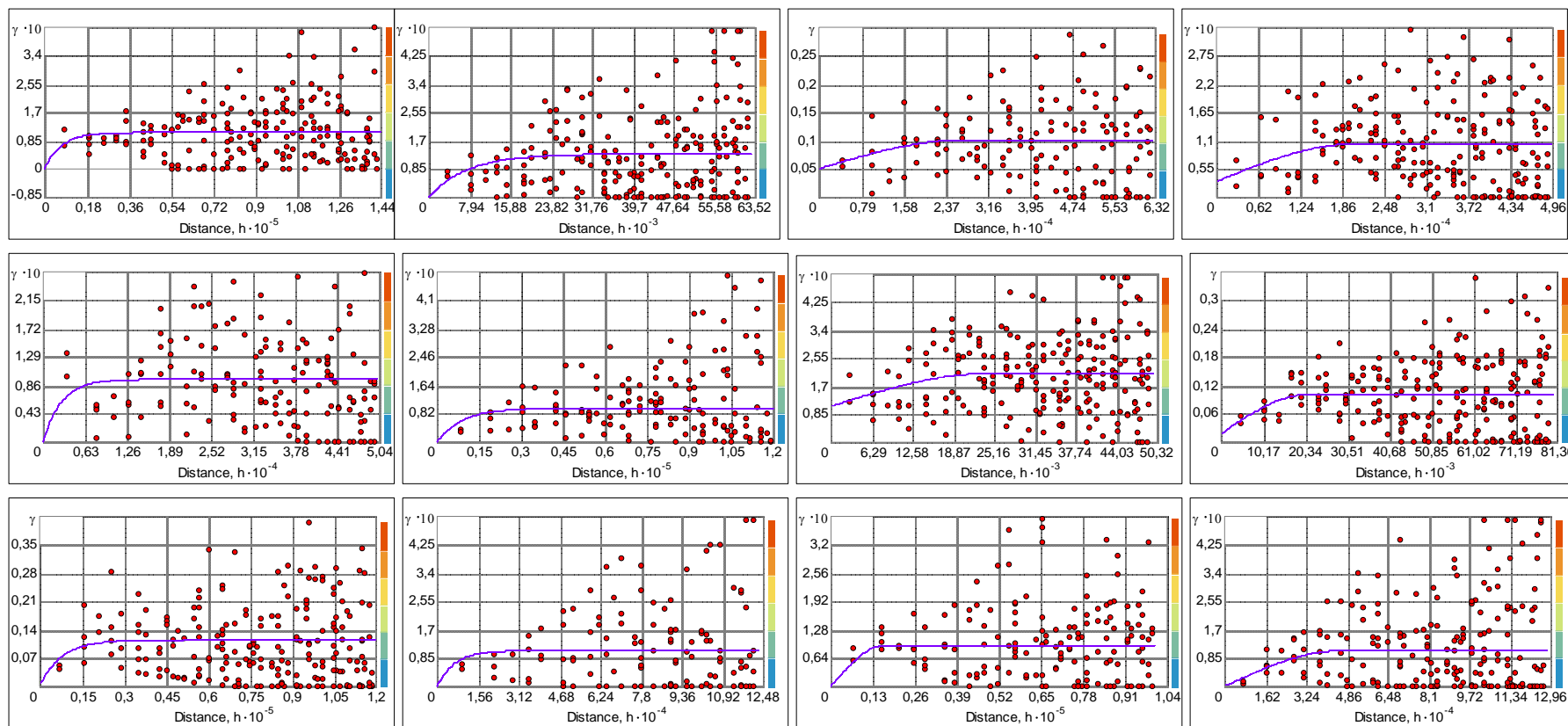


Figura 54 - Variografia costa 3 MEDIT (Indicator Kriging)

I parametri dei variogrammi ottenuti permettono di comprendere meglio le variazioni nei *pattern* di distribuzione che si verificano nell'area di studio. La localizzazione delle forti densità nel dominio è un fattore importante. Nel caso del merluzzo, le aree a maggior densità di forme giovanili si trovano globalmente nel mezzo del dominio, lungo l'asse N-S, con delle concentrazioni importanti sul limite della platea. Questa particolare distribuzione della parte densa della popolazione probabilmente genera variogrammi sperimentali decrescenti, come nel caso riportato nella figura seguente (Fig. 55).

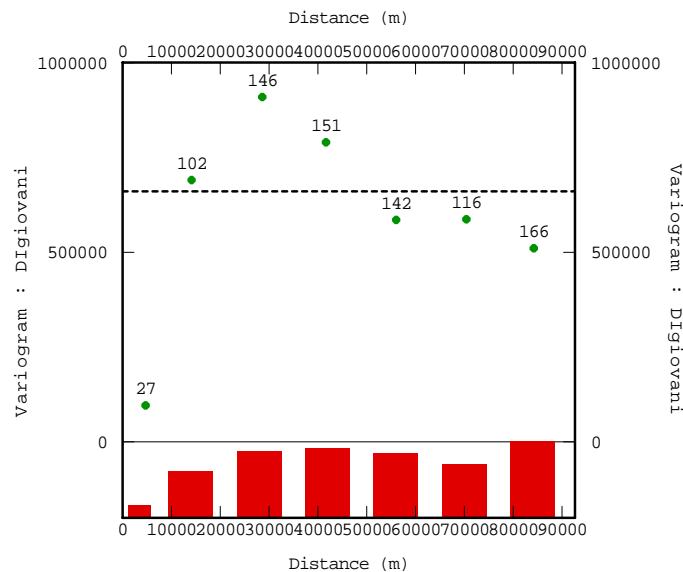


Figura 55 - Tipico esempio di variogramma discendente (Costa 3, MEDIT 2003, OK)

Se in effetti immaginiamo una distribuzione ad una sola dimensione a forma di campana che schematizza la distribuzione del merluzzo nella direzione E-W, a distanze superiori alla metà della larghezza dell'area di studio, il cuore della distribuzione non partecipa più al calcolo, inducendo quindi una diminuzione del variogramma. Il valore *nugget* riscontrato nei variogrammi fittati risulta relativamente basso nei casi in cui il CV (coefficiente di variazione) tra campioni è basso, ma cresce all'aumentare della loro variabilità (ad eccezione 3 GRUND 1998). I valori di *range*, *sill* e *nugget* dipendono infatti dalla grandezza, numero, prossimità e grado di variabilità dei campioni.

Nei casi in cui è stata osservata un'ampia dispersione dei campioni con bassa variabilità, il variogramma ha mostrato valori relativamente elevati di *range*, valori di *sill* bassi e nessun effetto *nugget* (3aut 1994 e 1997; 3med 1999 -2003). Al crescere della variabilità campionaria corrisponde un incremento nel valore di *sill*. Piccoli cluster di campioni raggruppati, producono modelli con un valore di *range* basso, un più alto valore *sill* ed un effetto *nugget*. Il *range* ed il *sill* dipendono dall'entità del numero e dalla grandezza dei cluster, e soprattutto dalla marcata

eterogeneità nei campioni piuttosto che dalle proprietà spaziali dei raggruppamenti. Nei casi in cui i campioni con i valori più alti risultano distribuiti in una area ristretta, i modelli mostrano un più basso valori di range, i più alti valori di *sill* ed un effetto *nugget* pronunciato. Se le *patch* sono localizzate in porzioni relativamente limitate dell'area di studio in coincidenza di una ampia variabilità spaziale nei campioni, il *range* è piccolo e il *sill* è alto (Zaut 2001 e 2002).

Gli habitat marini sono caratterizzati spesso da gradienti direzionali che possono influenzare la distribuzione delle specie marine (Swartzman *et al.* 1999; Maravelias *et al.* 2000).

Nel caso del Merluzzo le differenze osservate nella distribuzione tra la C3 e le altre aree può essere in parte spiegata dalla differente scala di complessità dell'habitat dei tre versanti della costa sarda. I fondali della costa orientale sono caratterizzati da complessi sistemi sommersi a piccola scala segnati da profondi canion. Di conseguenza i fondali della costa orientale e settentrionale sono caratterizzati da una piattaforma poco estesa ed una ripida scarpata continentale.

## **I MODELLI DI INTERPOLAZIONE TAGLIA/PROFONDITÀ**

Si è voluto indagare circa la distribuzione verticale della specie per cercare di cogliere una ulteriore informazione di carattere spaziale utile a migliorare le conoscenze ecologiche della specie nei nostri mari a supporto delle tecniche di localizzazione delle aree di *nursery* negli strati batimetrici considerati.

La distribuzione batimetrica di *Merluccius merluccius* nei mari sardi, rilevate durante le campagne di pesca sperimentale, è risultata compresa tra 15 e 681 m di profondità, anche se la specie è stata principalmente catturata tra 200 e 300 m dove sono stati catturati fino a 175000 individui per km<sup>2</sup>. Lo studio della distribuzione batimetrica della specie ha riguardato l'esame di circa 63000 individui. Gli individui di taglia inferiore ai 14 cm (LT) costituiscono una porzione importante dello stock osservato. I dati sulle taglie di cattura, interpolati mediante la tecnica del "kernel density", fanno emergere la scarsa abbondanza dei grandi riproduttori (LT > 40 cm). Al contrario, le concentrazioni di giovanili e di reclute, sono particolarmente evidenti. I risultati ottenuti confermano che le forme giovanili (LT < 14 cm) si concentrano prevalentemente nell'intervallo batimetrico 100-200 metri anche se, nuclei ben localizzati, in alcuni anni della campagna MEDIT sono presenti anche a profondità comprese tra i 300 e 400 metri (Fig. 56 e 57).

Il *pattern* che risulta dalle analisi evidenzia solitamente due o tre nuclei maggiormente distinti. Le variazioni negli anni mettono in luce una distribuzione discontinua negli strati batimetrici indagati. Questo fenomeno, probabilmente, è legato alla localizzazione delle cale che, per via di zone non strascicabili soprattutto nella costa occidentale, trascurano i campionamenti sui fondi epi-batiali. È evidente,

comunque, un fenomeno di migrazione e dispersione delle forme giovanili che spostandosi gradualmente in profondità determinano fenomeni di estensione/riduzione delle aree di *nursery*.

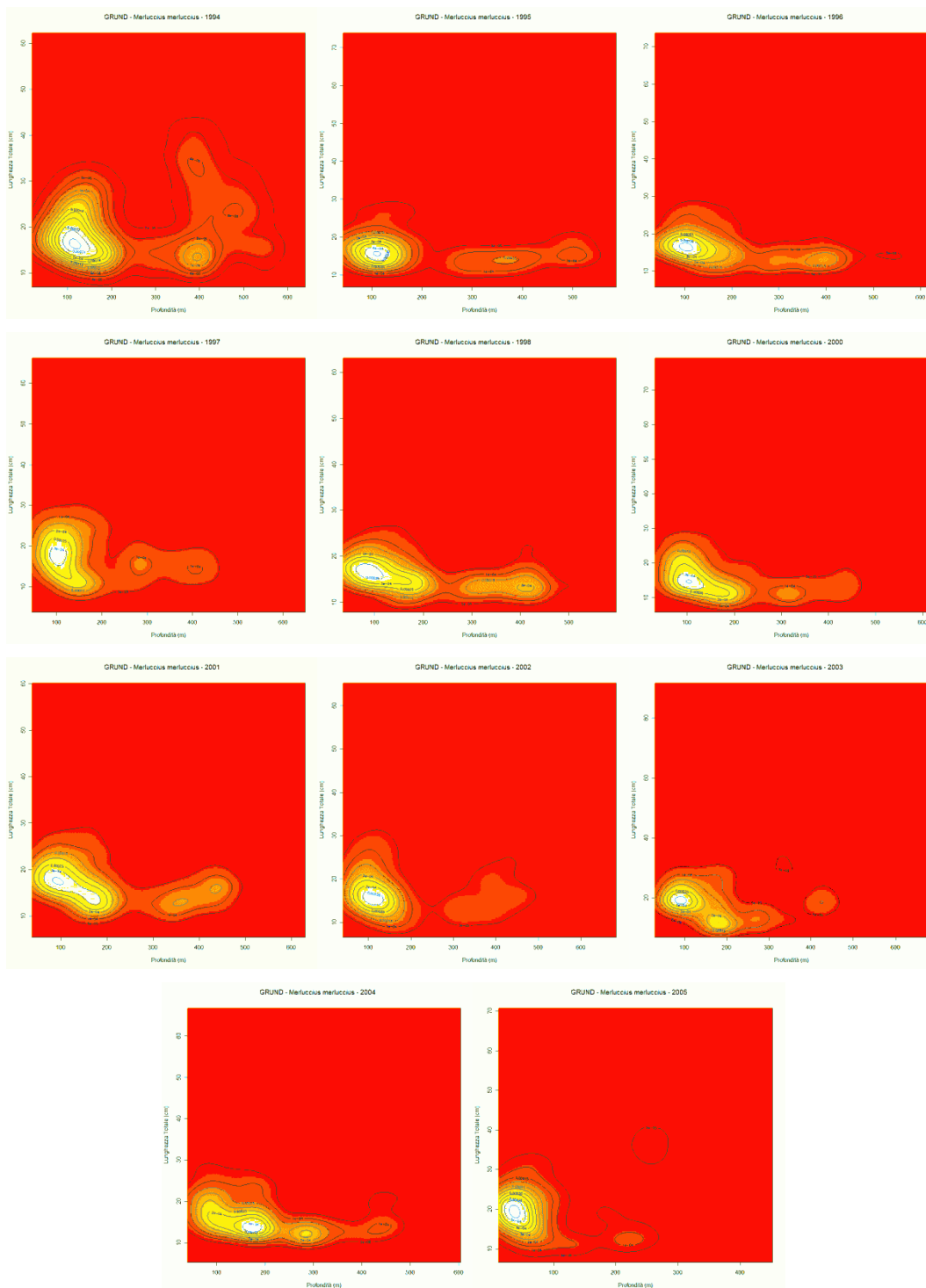


Figura 56 – Interpolazioni taglia/profondità nella campagna GRUND.

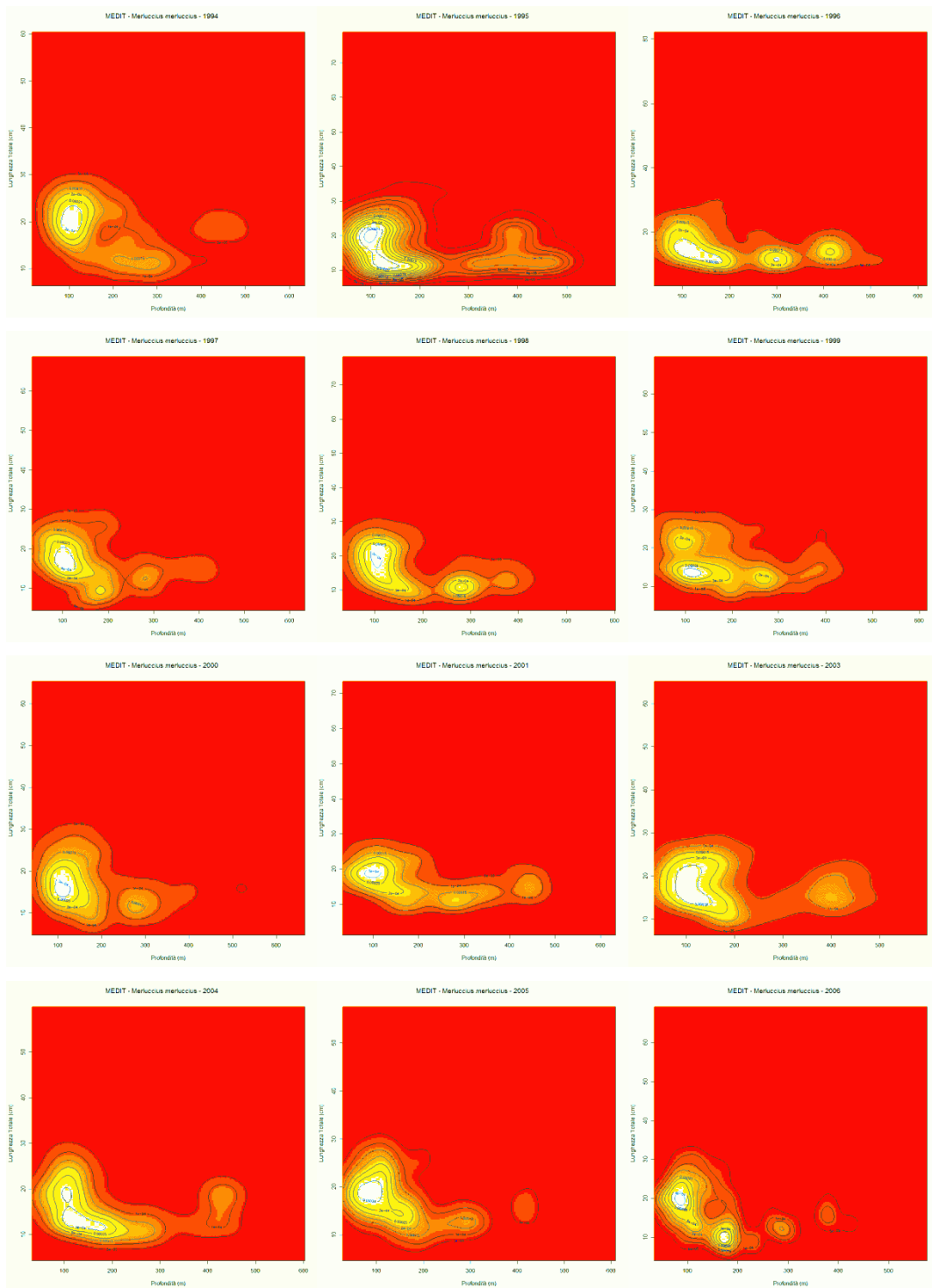


Figura 57 – Interpolazioni taglia/profondità nella campagna MEDIT.

## ANALISI DI PERSISTENZA

Nel periodo legato alla campagna GRUND sono stati localizzati due settori in cui si rilevano, con indici di persistenza compresi tra 40% e 100%, diverse aree di *nursery*.

Nel settore nord della costa occidentale il valore massimo di stabilità, tra 40% e 80% viene raggiunto in una piccola area localizzata in prossimità della batimetrica dei -200 m in direzione 70° a N/W da Capo Mannu e ad una distanza dalla costa di circa 12 km.

Nel settore sud occidentale della costa si rileva un'area in cui l'indice di stabilità raggiunge il massimo del 100% a significare la costante presenza nei nove anni di campagne di pesca di alte densità di giovanili di merluzzo. Tale area, localizzata a largo di Capo Pecora, è stata identificata nell'intervallo batimetrico tra i 100 e i 200 m.

L'analisi effettuata sui dati della campagna MEDIT conferma nei due settori la presenza delle due aree di *nursery* descritte (Fig. 58). Rispetto alla campagna GRUND (Fig. 59) gli indici massimi di stabilità risultano più bassi, complessivamente inferiori al 70%. Inoltre, le aree di stabilità (> 60%) presenti nel settore sud-occidentale al largo di Capo Pecora, sono traslate verso il largo, sul limite e oltre l'estesa platea continentale che caratterizza questa zona.

L'analisi spaziale della stabilità delle aree di *nursery* conferma diversi e importanti aspetti legati all'ecologia della specie. Alcune osservazioni sullo spostamento delle aree di *nursery* tra il periodo autunno-invernale a quello estivo, la flessione degli indici massimi di persistenza, e la complessiva espansione dell'aree con valori di stabilità superiori al 60%, rafforzano l'ipotesi di un processo migratorio della corte 0<sup>+</sup> di *Merluccius merluccius* dalle aree di *nursery* costiere verso quelle *off-shore*.



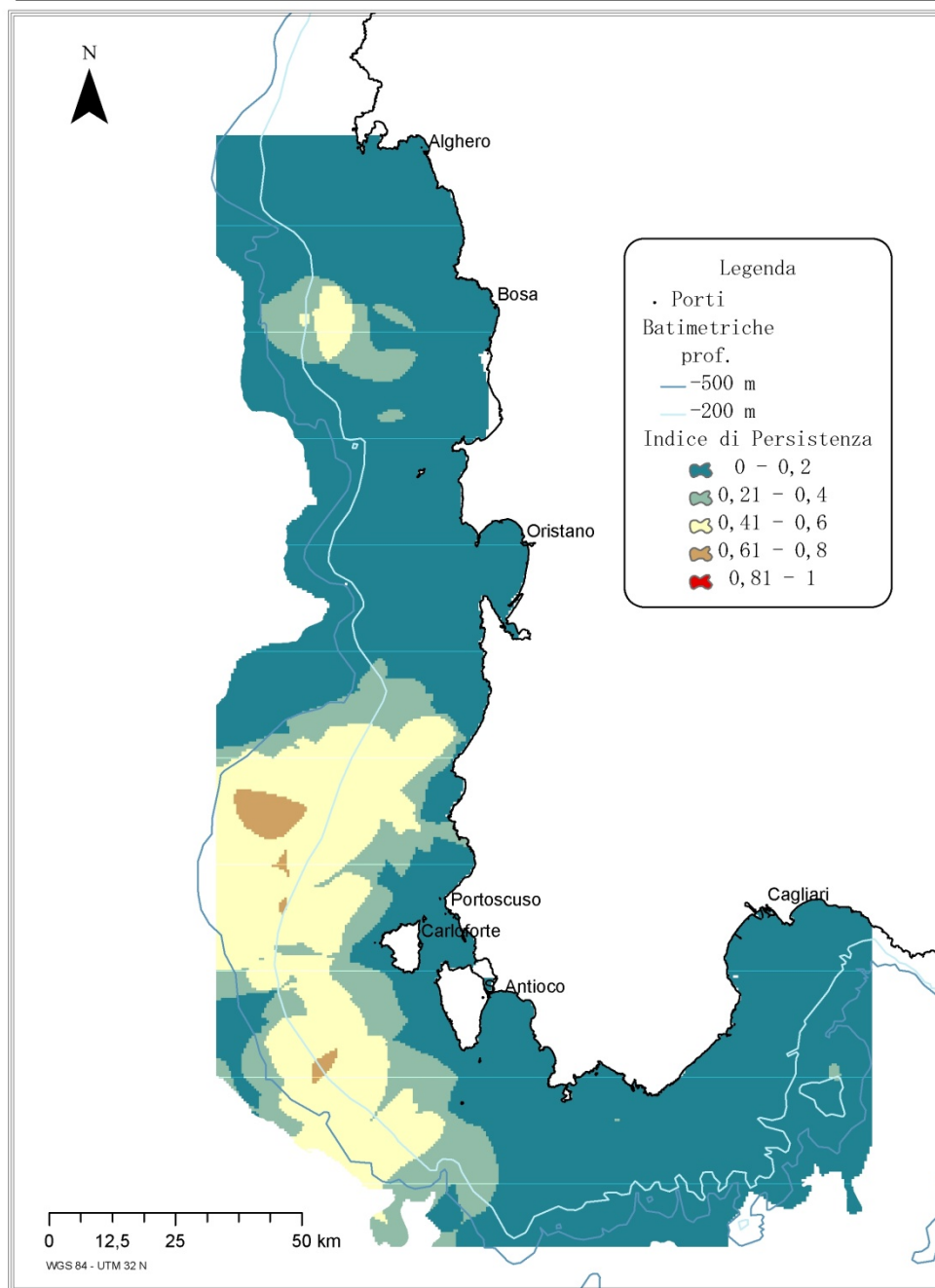


Figura 58 – Mappe di persistenza MEDIT.

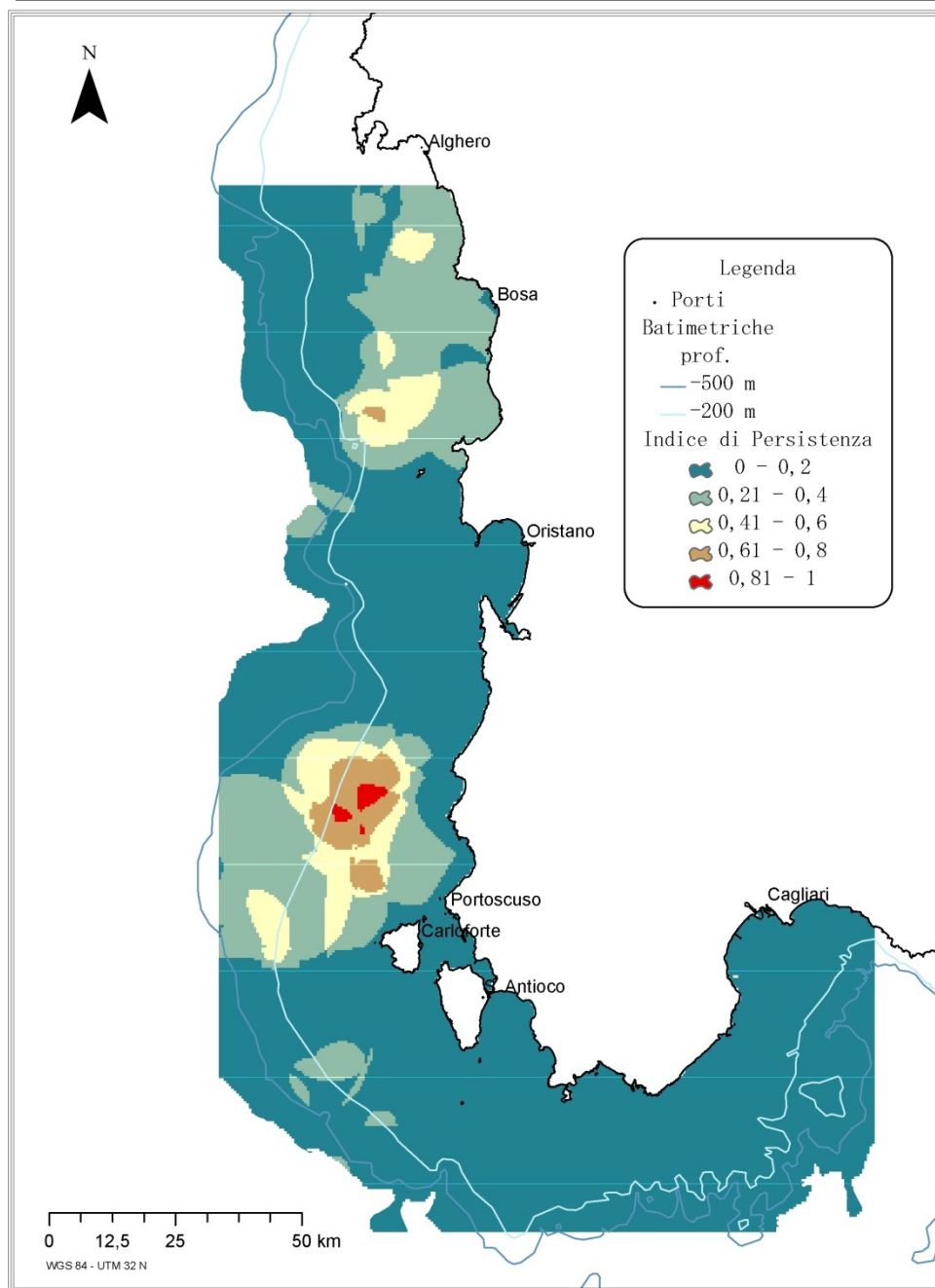


Figura 59 – Mappe di persistenza GRUND.

## CAPITOLO IX - CONCLUSIONI

A livello comunitario, tra i vari elementi della politica comune della pesca, è stata più volte rimarcata la necessità di un sistema di pianificazione delle zone e di gestione delle attività di prelievo che limiti l'impatto delle attività umane, con l'obiettivo di svilupparle in modo sostenibile.

Tra i vari strumenti di analisi i Sistemi Informativi Geografici attualmente rappresentano uno dei pochi se non l'unico in grado di integrare, analizzare e sfruttare dati di diverso formato per una migliore conoscenza dell'ambiente marino e gestione dell'impatto delle attività umane.

I GIS possono migliorare e valorizzare l'osservazione sistematica, lo scambio delle informazioni e l'accesso ai dati e consentono, inoltre, di integrare le iniziative altamente frammentate, realizzando un'analisi integrata dei dati provenienti da diverse fonti.

I risultati prodotti nell'ambito di questa ricerca dimostrano le potenzialità molteplici dei Sistemi Informativi Geografici e offrono spunti per un ulteriore approfondimento della tematica.

La complessità della banca dati in termini di struttura e dimensione ha richiesto un ausilio informatico adeguato e ha vincolato la scelta di un sistema sufficientemente potente in grado di supportare il software utilizzato per le interrogazioni e le analisi delle informazioni raccolte, come ad esempio per i dati VMS. A complicare ulteriormente l'elaborazione sono stati alcuni evidenti errori di acquisizione del dato originario chiaramente incongruente, che hanno richiesto un'ulteriore lavoro di pulizia e selezione dei record, rallentando i tempi necessari per l'analisi.

Anche le analisi geostatistiche hanno richiesto tempi lunghi sia per le analisi esplorative che per la definizione dei modelli che dei *Grid* di output.

Tuttavia benché i dati di cui si disponeva fossero alquanto eterogenei nei contenuti e nella qualità si è potuto sperimentare per la prima volta un modello che, sulla base di dati reali stima lo sforzo delle imbarcazioni a strascico nei mari sardi e, proporzionalmente, restituisce i valori di cattura relativi.

Il metodo è stato testato su *Merluccius merluccius*, la specie che, come evidenziato dall'analisi multivariata, caratterizza maggiormente le associazioni ittiche demersali dei fondi epi-batiali e della piattaforma distale.

Tra i risultati più importanti, oltre al metodo sviluppato, la definizione delle aree da pesca e delle modalità con cui la gran parte della marineria vi opera è quello

che offre buone prospettive di utilizzo. A tal proposito la cartografia prodotta conferma le prime rappresentazioni effettuate nel 2006 per i mari sardi dal nostro gruppo di ricerca e le dettaglia con un supporto di dati ufficiali. Come si evince dai risultati, l'area strascicabile è sicuramente più ridotta di quanto in realtà si possa pensare e si consideri. Quest'elemento diventa importante nel momento in cui si cerca di ridistribuire lo sforzo per unità di superficie e ha interessanti implicazioni in ambito gestionale. A tal proposito future stime dello sforzo effettivo della flotta a strascico andrebbero ricalibrate tenendo in considerazione i risultati ottenuti in questo lavoro. Altro elemento importante ai fini gestionali è la constatazione che le aree da pesca entro le 12 miglia complessivamente corrispondono a circa il 54% dell'estensione delle acque territoriali a cui bisogna sottrarre però l'estensione di aree già regolamentate (parchi, AMP, aree militari, etc.)

Il GIS realizzato ha permesso di stimare, su diverse scale temporali (ora, settimana, mese, anno), l'andamento generale, i picchi di attività e il rispetto del fermo biologico della flotta monitorata, tenendo conto del numero totale di punti registrati con velocità da pesca nell'unità di tempo considerata. A tale proposito si è potuto verificare che l'attività media settimanale dei pescherecci isolani è relativamente costante nei quattro anni presi in esame; è confermato il riposo settimanale del Sabato e della Domenica e la maggiore concentrazione dell'attività nei giorni feriali tra le cinque del mattino e le sei del pomeriggio. Ancora, l'analisi dell'attività media mensile ha evidenziato una variazione stagionale negli orari di attività, infatti in estate l'orario d'uscita risulta anticipato di circa un ora. In alcuni anni (2004 e 2006) il periodo autunnale risente del calo di attività dovuto al fermo biologico.

Prendendo in considerazione la distribuzione spaziale dello sforzo da pesca la maggiore attività da pesca è concentrata nel Golfo di Cagliari, ad Arbatax e a Porto Torres. Sulla base delle elaborazioni, inoltre, emerge che saltuariamente poche imbarcazioni non iscritte ai compartimenti sardi esercitano la pesca anche nei nostri mari. Anche in questo caso il risultato contraddice la convinzione comune che in Sardegna vengano a pescare molte altre barche aumentando in modo incontrollabile lo sforzo.

In definitiva risultati ottenuti confermano l'utilità del sistema VMS per la gestione delle risorse alieutiche e il controllo dell'attività a mare. Tuttavia poiché nel dato originario è stata criptata l'anagrafica delle barche e perciò i dati erano privi di informazioni utili quali lunghezza fuori tutto e tonnellaggio delle singole imbarcazioni, hanno limitato l'analisi non permettendo di valutare lo sforzo dei singoli natanti sulla base di caratteristiche importanti come la potenza dei motori, il tonnellaggio, l'anno di costruzione. Inoltre, frequenze di acquisizione più ravvicinate, ad esempio ogni mezz'ora, permetterebbero un'analisi sicuramente più fine dei dati (ad esempio sulla durata delle cale ecc..) per meglio definire le rotte e le attività dei pescherecci. (Deng *et al.*, 2005).

Rimane, tuttavia, l'importanza dell'acquisizione dei dati ottenuti con questi sistemi per la definizione delle aree di pesca ed il monitoraggio dell'attività dei pescherecci. Si tratta infatti dell'unica alternativa percorribile, con risorse relativamente limitate, alle informazioni difficilmente reperibili, sulle rotte e sulle velocità di navigazione che solo i pescatori conoscono e possono fornire e che sono indispensabili per la gestione delle risorse.

I modelli elaborati e le tecniche geostatistiche si sono rivelate uno strumento utile per elaborare i dati dei trawl survey e stimare variabili non normalmente distribuite, come gli indici di abbondanza (Smith, 1988; Lembo et al., 1998; 1999; 2000).

Tra le attività che maggiormente incidono sulle condizioni degli stock ittici del Mediterraneo, la pesca a strascico esercitata lungo le coste della nostra isola, si basa fondamentalemente sul successo del reclutamento. Pertanto, un fallimento in questa fase del ciclo produttivo di uno stock ittico potrebbe tradursi in una riduzione importante della biomassa pescabile. Per alcune specie demersali sarebbe, auspicabile un incremento della taglia di prima cattura ed una diminuzione della mortalità da pesca delle forme giovanili.

Dall'analisi delle carte di densità di *M. merluccius*, importante popolazione demersale dei mari sardi (Cau *et al.*, 1984, 2002) è emerso che sono stabilmente presenti delle aree di nursery localizzate nel settore occidentale dell'isola, identificate sia nel periodo autunnale che in quello estivo.

L'ampio periodo di reclutamento della specie ha permesso di sfruttare tutta la banca dati dei survey sperimentali. Le reclute sono distribuite su un ampio *range* batimetrico. Le aree di reclutamento sono generalmente localizzate lungo la platea continentale ad una profondità compresa tra i 150 e i 400 m.

L'alta densità delle reclute è legata alla salvaguardia dei riproduttori. In Sardegna, lo stock di *Merluccius merluccius* ha raggiunto un tasso di sovrasfruttamento, costante negli anni dovuto soprattutto al fatto che la flotta commerciale ha insistito pesantemente sulla frazione più giovane dello stock preservando però i grandi riproduttori e assicurando negli anni un sufficiente reclutamento della specie. Secondo la definizione di Cushing (1996), quindi, si può parlare di "overfishing steady state".

Per concludere possiamo affermare che il sistema GIS sviluppato, per molti versi innovativo, grazie alla molteplicità delle informazioni che accoglie e in virtù della possibilità di ulteriori implementazioni con altre tipologie di dati, offre interessanti risvolti per le ricerche future e soprattutto utili prospettive per la pianificazione gestionale.

## BIBLIOGRAFIA

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

Abookire, A., Piatt, J.F., Robards, M.D., 2000. Nearshore fish distributions in an Alaskan estuary in relation to stratification, temperature and salinity. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 51, 45–59.

ACC. – 1994. Fishermen's perception of technical conservation measures in the Mediterranean. CEC, DG XIV, Final Report 544 pp.

Agardy, T., 2000. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57: 761–765.

Alegria Hernández, V. and S. Jukic. – 1992. Abundance dynamics of the Hake (*Merluccius merluccius* L.) from the middle Adriatic Sea. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco*, 11: 151-161.

Alheit, J. and T.J. Pitcher. – 1995. Hake: Biology, fisheries and markets. Chapman & Hall, London.

Andaloro F., Arena P., Prestipino Giarritta S. (1985). Contribution to the knowledge of the age, growth and feeding of hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the Sicilian channel. *FAO Fish Rep.*, 336: 93-97.

Anonimous.– 1998. Campagne internationale de chalutage démersal en Méditerranée (MEDITS). Manuel des protocoles. *Biol. Mar. Medit.*, 5: 515-572

Ardizzone G.D. (1998). Atlante Risorse Ittiche Demersali Italiane Triennio 1994-1996 *Ministero delle Politiche Agricole - Società Italiana di Biologia Marina*.

Ardizzone G.D., Corsi F. (1997) - Atlante delle risorse ittiche demersali italiane. *Biol. Mar. Medit.*, 4 (2).

Armstrong, M., 1997. Basic Linear Geostatistics. Springer Verlag.

Arneri, E., and B. Morales-Nin. 2000. Aspects of the early life history of European hake from the central Adriatic. *J. Fish. Biol.* 53:1155–1168.

Barnes, R., Johnson, T., 1984. Positive kriging. In: Verly, G. (Ed.), *Geostatistics for Natural Resources Characterization*. Riedel, Dordrecht, pp. 231-244.

Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL and 9 others (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51:633–641

Benaka L (ed) (1999) Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation. American Fisheries Society, Bethesda, MD

Bertrand J.A., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A. (1999). Distribution of juveniles of some demersal species in the northern Mediterranean. *Biologia Marina Mediterranea*, 7(3):81-97.

Bertrand, J., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A Souplet. – 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.*, 66 (Suppl. 2): 9-17.

Bertrand, J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini & A. Souplet, 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.* 66 (Suppl. 2): 9-17.

Bertrand, J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A. Souplet.- (2000). An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. *Actes de Colloques IFREMER*, 26:76-93.

Bertrand, J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A. Souplet. – 2000b. An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. In: J.A. Bertrand and G. Relini (eds.), *Demersal resources in the Mediterranean*, Proceedings of the Symposium held in Pisa, 18-21 March 1998, *Actes de Colloques* 26, pp. 76-93. IFREMER, Plouzané.

Bertrand, J.A., Y. Aldebert and A. Souplet. – 2000a. Temporal variability

Biagi, F., A. Cesarini, M. Sbrana and C. Viva. – 1995. Reproductive biology and fecundity of *Merluccius merluccius* (L., 1758) in the Northern Tyrrhenian Sea. *Rapp.Comm. int. Mer Medit.*, 34: 23.

Booth, A. J. 1998. Spatial analysis of fish distribution and abundance patterns: a GIS approach. *In Fisheries Stock Assessment Models for the 21<sup>st</sup> century*, pp. 719-740. Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-98-01. University of Alaska, Fairbanks, Alaska, USA

Booth, A.J. 2000. Incorporating the spatial component of fisheries data into stock assessment models. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 858-865. Booth, A.J. 2004. Spatial statistics and aquatic geographic information systems. *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, Kailola, P.J. and

Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Reseal Group, Saitama, Japan: 3-44.

Booth, B. and A. Mitchell 1999. Exploring GIS Data, Getting Started with ArcGIS, 47:253.

Bouhlal, M. – 1973. Le merlu des côtes nord de la Tunisie: Étude économique et biologique (reproduction, sex ratio et repartition bathymétrique). Bull. Inst. Oceanogr. Pêche Salammbò, 2: 579-603.

Boxrucker, J.C., Summers, G.L. and Gilliland, E.R. 2005. Effects of the extent a duration of seasonal flood pool inundation on recruitment of threadfin; white crappies and largemouth bass in Hugo Reservoir, Oklahoma. Nc American Journal of Fisheries Management, 25: 709-716.

Brown, S.K., Buja, K.R., Jury, S.H. and Monaco, M.E. 2000. Habitat suitability inc models for eight fish and invertebrate species in Casco and Sheepscot Ba Maine. North American Journal of Fisheries Management, 20: 408-435.

Bruno, J., P. Oliver, A. Astudillo, X. Pastor and E. Darroca. – 1979. Contribution à la conaissance de la biologie du merlu (*Merluccius merluccius* L.) et du rouget (*Mullus surmuletus* L. et *Mullus barbatus* L.). Rapp. Comm. int. Mer Medit., 25/26:79-86.

Burrough P.A. (1986). Principles of geographical information systems for land resources assessment. *Monograph on Soil and Resources Survey. Clarendon Press*, Oxford, England. 8:147 165.

C. Hérisse, V. Bénech - Etude par radiopistage de la mobilité des reproducteurs d'une espèce de poisson-chat (*Clarias anguillaris*) dans la plaine inondée du Delta Intérieur du Niger.

C. Ulrich, D. Gascuel, R. Bellail - Estimation de l'importance des stocks locaux en Manche, et conséquences pour la gestion : application du modèle in/out à sept espèces

Caddy J.F., Refk R., Do Chi T. (1995). Use of geographical information systems for mapping productivity estimates for Mediterranean. *Ocean and Coastal management*. 26: 1-18.

Caddy J.F., S. Garcia (1986). Fisheries thematic mapping: A prerequisite for intelligent mapping and development of fisheries. *Océanographie Tropicale*.21:31 52.

Caddy, J.F. – 1993. Some future perspectives for assessment and management of Mediterranean fisheries. *Sci. Mar.*, 57 : 121-130. Cadenat, J. –



1950. Note sur les merlus de la côte occidentale d'Afrique. Congr. Pêches Pêcher. Un. Franç. d'Outre-Mer, Inst. Col., Marseille: 128-130.

Caddy, J.F. and G.D. Sharp.- (1986). An ecological framework for marine fisheries investigation. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 283: 1-152.

Caddy, J.F. and Garcia, S. 1986. Fisheries thematic mapping a prerequisite intelligent management and development of fisheries. *Océanographie Tropicale*, 21: 31-52.

Caddy, J.F., 1998 GFCM and its future relationship to marine science. In: *Gaps in Mediterranean Fishery Science*. CIESM Workshop Series, 5: 7-10.

Campagna M. (2002). Le tecnologie dell'informazione spaziale per il governo dei processi insediativi. *FRANCOANGELI/Metodi del Territorio*, 176 pp.

Campillo, A., Y. Aldebert, J.L. Bigot and B. Liorzou. – 1991. Repartition des principales espèces commerciales du Golfe du Lion en fonction des saisons (et plus particulièrement des groupes 0 et 1). *FAO Fish. Rep.*, 447: 103-118.

Castrejón H.,-Castañeda R. P., Defeo O, (2005) Spatial structure and bathymetric patterns of penaeoid shrimps in the southwestern Gulf of Mexico *Fish. Res.* 72 291–300

Cau A, Addis P., Campisi S., Cuccu D., Follesa M.C., Murenu M., Sabatini A., Secci E., 1999 - “Valutazioni delle risorse demersali dei mari italiani - U.O. N°7, Mari circostanti la Sardegna- Relazione finale (1996-1999)” *Ministero per le Politiche Agricole*: 172 pp.

Cau A., Murenu M., Sabatini A., Rattu F., Vignolo E., 1991 - Distribuzione spaziale di alcune specie ittiche e carcinologiche nei mari circostanti la Sardegna. *Riassunti XXII congresso S.I.B.M., S. Margherita di Pula*: 89

Chiles J. P., Delfiner P., 1999, *Geostatistics. Modeling spatial uncertainty*, New York, Wiley & Sons, pp. 695.

Chiles, J.-P., Delfiner, P., 1999. *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty*. Wiley-Interscience

Christakos, G., 2000. *Modern Spatiotemporal Geostatistics*. Oxford University Press, New York.

Chu, J., 1994. An improved implementation of sequential indicator simulation. Report 7, Stanford Center for Reservoir Forecasting, Stanford University, Stanford CA, 24pp.

Ciannelli, L., Brodeur, R.D., Swartzman, G.L., Salo, S., 2002. Physical and biological factors influencing the spatial distribution of age-0 walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) around the Pribilof Islands, Bering Sea. *Deep Sea Research Part II. Top. Stud. Oceanogr.* 49, 6109–6126.

Ciotoli G., Finoia M.G., 2005, *Dalla Statistica alla Geostatistica - Introduzione all'analisi dei dati geologici e ambientali*, Roma, Aracne, pp. 418.

Clark, I., Harper, W., 2000. *Practical Geostatistics 2000 Book and CD*. Ecosse North America, LLC.

Clarke C.K. (1995). *Analytical and computer cartography*. *Prentice hall*, 13:249-274.

Clayton V. Deutsch, Correcting for negative weights in ordinary kriging, *Computers & Geosciences*, v.22 n.7, p.765-773, Aug. 1996 [10.1016/0098-3004\(96\)00005-2](https://doi.org/10.1016/0098-3004(96)00005-2)

Cochran, W.G. – 1977. *Sampling Technics (Third Edition)*. John Wiley & Sons, New York.

Cohen, D.M., T. Inada, T. Iwamoto and N. Scialabba. – 1990. FAO species catalogue. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date. *FAO Fish. Synop.*, 125(10): 1-442.

Conan, G. (1985) *Assessment of shellfish stocks by geostatistical techniques* ICES CM1985/K 30

COPEMED. 2001a. *Towards the use of Geographic Information Systems as a decision support tool for the management of Mediterranean fisheries*, by A. Bensch & M. Taconet. *Informes y Estudios COPEMED No. 4*. (available at: <http://www.faocopemed.org/vldocs/0000028/index.htm>).

COPEMED. 2001b. *GIS in fisheries management, Training manual, Higher national diploma in fisheries science for the Mediterranean countries*. Rome, Italy, Department of fisheries and aquaculture (Malta), University of Plymouth (UK) and COPEMED (FAO). 135 pp.

Corsi, F. 2000a. *Geographical information systems and surplus production models: a new model for spatial assessment of demersal resources*. In M. Taconet & A. Bensch, eds. *Towards the Use of Geographic Information Systems as a Decision Support Tool for the Management of Mediterranean Fisheries*. *Informes y Estudios COPEMED No. 4*. (available at: <http://www.faocopemed.org/vldocs/0000028/publi07.pdf>).

Corsi, F. 2000b. Spatial distribution of fishing effort: modelisation through deductive methodology. In M. Taconet & A. Bensch, eds. *Towards the Use of Geographic Information Systems as a Decision Support Tool for the Management of Mediterranean Fisheries*. Informes y Estudios COPEMED No. 4. (available at: <http://www.faocopemed.org/vldocs/0000028/publi06.pdf>).

Corsi, F., Agnesi, S. & Ardizzone, G. 2001. Integrating GIS and surplus production models: a new approach for spatial assessment of demersal resources? In T. Nishida, P.J. Kailola & C.E. Hollingworth, eds. *Proceedings of the First International Symposium on Geographic Information Systems (GIS) in Fishery Science*. Seattle, Washington, USA, 2-4 March 1999, Fishery GIS Research Group.

Cushing, D. H. 1996. Towards a science of recruitment in fish populations. In O. Kinne [ed.], *Excellence in ecology 7*. Ecology Institute, Nordbunte 23, D-21385 Oldendorf/Luhe, Germany.

D. Guyomard, J.-C. Soulié, P. Marcenac, M. Larue - Mise en place d'un système multi-agents destiné à la simulation de dynamiques comportementales spatiales environnement/ressource, appliqué à l'espadon (*Xiphias gladius*) dans le sud-ouest de l'Océan Indien.

Davis J.C. (1973). *Statistics and data analysis in geology*. Wiley, New York. (Second edition 1986).

De Graaf, G.J., Born, B., Uddin, K.A. & Martin, F. 2001. *Floods, Fish & Fishers*. Eight years experience with floodplain fisheries, fish migration, fisheries modelling and fish biodiversity in the compartmentalization pilot project, Bangladesh. The University Press Limited, Dhaka, 108 pp. (available at: <http://www.nefisco.org/publications.htm>).

De Graaf, G.J., Khan, M.G., Faruk, O., Lubna, Y. & Mamun, A. 2000. *FISH-GIS, An Introduction to the use of Geographical Information Systems and Remote sensing in Fisheries Monitoring, Analysis and Management*. A training Manual. EGIS Publication 2000-1. Dhaka, EGIS, 181 pp. (available at: [http://www.nefisco.org/downloads/Fish\\_GIS\\_Bangladesh.pdf](http://www.nefisco.org/downloads/Fish_GIS_Bangladesh.pdf)).

Deutsch, C.V., 1997. Direct assessment of local accuracy and precision. In: Baafi, E., Schofield, N. (Eds.), *Geostatistics--Wollongong 96*. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 115-125.

Deutsch, C.V., Journel, A.G., 1997. *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*, 2nd edn. Oxford University Press, New York, 369pp.

Deutsch, C.V., Journel, A.G., 1998. *GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide*. Oxford University Press, New York.

Deutsch, C.V., Lewis, R.W., 1992. Advances in the practical implementation of indicator geostatistics. Proceedings 23rd APCOM, pp. 765-773.

Donald Boesch, Eugene Burreson, William Dennison, Edward Houde, Michael Kemp, Victor Kennedy, Roger Newell, Kennedy Paynter, Robert Orth, Robert Ulanowicz, Charles Peterson, Jeremy Jackson, Michael Kirby, Hunter Lenihan, Bruce Bourque, Roger Bradbury, Richard Cooke, and Susan Kidwell, 2001, Factors in the Decline of Coastal Ecosystems *Science* **293** (5535), 1589c. [DOI: 10.1126/science.293.5535.1589c]

Dueker, K. J., 'Urban geocoding', *Annals of the Association of American Geographers*, 64(2), 1974, 318±325.

Dueker, K. J., Land resource information systems: a review of fifteen years experience', *Geo-Processing* 1, 1979, 105±128.

E. De Oliveira, N. Bez, E. Prévost - Quantification de l'impact de rejets polluants ponctuels sur la production de juvéniles de saumon Atlantique (*Salmo salar* L.) par la géostatistique

Eastwood, P., Griocche, A. and Meaden, G.J. (2001) "Modelling spawning habitat suitability for the sole (*Solea solea* L.) in the eastern English Channel and southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series*.

Eastwood, P.D., Meaden, G.J., Carpentier, A. and Rogers, S.I. (2003) "Estimating limits to the spatial extent and suitability of sole (*Solea solea*) nursery grounds in the Dover Strait". *Journal of Sea Research*. Vol. 50; Issue 1/2. pp151-165.

ESRI. 2001. *The ESRI Press dictionary of GIS terminology*. Redlands, California, Environmental Systems Research Institute, Inc. 116 pp. (available at: [http://www.evansvillegis.com/PDF/GIS\\_Dictionary.pdf](http://www.evansvillegis.com/PDF/GIS_Dictionary.pdf)).

F. Fiorentino, G. Garofalo, T. Fortibuoni, T. Bahri, M. Camilleri, A. Dragod, M. Gristina and F. Massa (2006) Delineating habitats used by different life phases of Hake in the Strait of Sicily Paper presented at *STECF-SGRMED* meeting on Sensitive and Essential Fish Habits in the Mediterranean Sea (Rome, March 2006).

FAO. 1987a. A geographical information system to plan for aquaculture development: a FAO - UNEP/GRID study in Costa Rica, by J.M. Kapetsky, L. McGregor & E.H. Nanne. FAO Fisheries Technical Paper No. 287. Rome. 51 pp.

FAO. 1987b. Satellite remote sensing to locate and inventory small water bodies for fisheries management and aquaculture development in Zimbabwe, by J.M. Kapetsky. FAO CIFA Occasional Paper, 14: 1-11.

FAO. 1989a. *A geographical information system for aquaculture development in Johor State*, by J.M. Kapetsky. FAO Technical Cooperation Programme Project. Land and Water Use Planning for Aquaculture Development. TCP/MAL/6754. Field Document. Rome. (available at: <http://www.fao.org/docrep/field/003/T5057E/T5057E00.htm>).

FAO. 1989b. Report of the FAO Asian Regional workshop on geographical information systems applications in aquaculture. Bangkok, Thailand, 5-23 December 1988. FAO Fisheries Report, 414: 1-13.

FAO. 1990. *Use of geographic information system (GIS) to select priority for fish farm development*, by J.M. Kapetsky & N. MacPherson. FAO Technical Cooperation Programme Project. Technical Assistance and Investment Framework for Aquaculture in Ghana. FI:TCP/GHA/0051. Field Document. Field Working Paper No. 9. Rome.

FAO. 1991b. Report of the FAO Africa Region workshop on applications of geographical information systems and remote sensing in aquaculture and inland fisheries in cooperation with UNEP/GRID. FAO Fisheries Report, 451: 1-35.

FAO. 1991c. *Where are the best opportunities for fish farming in Ghana? The Ghana aquaculture geographical information system as a decision-making tool*, by J.M. Kapetsky, U.N. Wijkstrom, N. MacPherson, M.M.J. Vincke, E. Ataman & F. Caponera. FAO Technical Cooperation Programme Project. Technical Assistance and Investment Framework for Aquaculture in Ghana. FI:TCP/GHA/0051. Field Document. Field Technical Paper No. 5, Rome. (available at: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AC106E/AC106E00.htm>).

FAO. 1992. Workshop on applications of geographical information systems (GIS) and remote sensing applied to aquaculture and inland fisheries in Africa. FAO Rapport sur les Peches No. 466. Rome.

FAO. 1996. *Geographical information systems. Applications to marine fisheries*, by G.J. Meaden & Do Chi. FAO Fisheries Technical Paper No. 356. Rome. 335 pp. (available at: <http://www.fao.org/DOCREP/003/W0615E/W0615E00.HTM>).

FAO. 1997a. *A strategic assessment of the potential for freshwater farming in Latin America*, by J.M. Kapetsky & S.S. Nath. FAO COPESCAL Technical Paper No. 10. Rome. 128 pp. (available at: <http://www.fao.org/DOCREP/005/W5268E/W5268E00.HTM>).

FAO. 1997b. *Catch and fish stock assessment in stratum VII of Lake Volta. Integrated Development of Artisanal Fisheries (IDAF)* by G.J. de Graaf & P.K.

Ofori-Danson. GHA/93/008. IDAF Technical Report/97/1. Rome. (available at: <http://www.nefisco.org/downloads/Lake%20volta%20final%20report.PDF>).

FAO. 1998a. *A strategic assessment of the potential for freshwater fish farming in the Caribbean Island States*, by J.M. Kapetsky & B. Chakalall. FAO COPESCAL Technical Paper No. 10 Supplement. Rome. 41 pp. (available at: <http://www.fao.org/DOCREP/005/X0332B/X0332B00.HTM>).

FAO. 1998b. *A strategic reassessment of fish farming potential in Africa*, by J. Aguilar-Manjarrez & S.S. Nath. FAO CIFA Technical Paper No. 32. 170 pp. (available at: <http://www.fao.org/docrep/W8522E/W8522E00.htm>).

FAO. 1998c. Geography and constraints on inland fishery enhancements, by J.M. Kapetsky. In T. Petr, ed. *Inland fishery enhancements*, pp. 37-63. FAO Fisheries Technical Paper No. 374. Rome. 463 pp. (available at: <http://gilws05/docreptest/FAO/005/W8514E/W8514E00.HTM>).

FAO. 1999a. *Inventory and monitoring of shrimp ponds in Sri Lanka by ERS SAR data*, by C. Travaglia, J.M. Kapetsky & G. Profeti. Environmental and Natural Resources Service. Sustainable Development Department. FAO Environment and Natural Resources Working Paper No. 1. Rome. 34 pp. (available at: <http://www.fao.org/sd/eidirect/EJan0012.htm>).

FAO. 1999b. *Zoning for coastal aquaculture*, by G.J. Meaden. FAO Technical Cooperation Programme Project. Revitalization and Acceleration of Aquaculture Development. TCP/SRL/6715. Field Document. FAO, Bangkok, Thailand.

FAO. 2000. FAO Fisheries Department, Data and Statistics Unit. FISHSTAT Plus: Universal software for fishery statistical time series. Version 2.3.

Fiorentini, L., J.F. Caddy and J.I. de Leiva. – 1997. Long and short trends of Mediterranean fishery resources. *Stud. Rev. Gen. Fish. Coun. Medit.*, 69: 1-72.

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*, 1-14.

Fiorentino. F. – 2000. A compilation of information on stock assessment in the GFCM areas presented in standard forms. ED/TN/FF/4/0600/REL.1: 109 p.

Firman, J.C. and Jacobs, S.E. 2002. Comparison of stream reach lengths measure in the field and from maps. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 1325-1328.

Fisher, W. L., and F. J. Rahel, editors. 2004. Geographic Information Systems in Fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland

Fisher, W.L. 2004. Future of geographic information systems in fisheries. In Geographic information systems in fisheries. Fisher, W.L. and Rahel, F.J (Editors). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA: 259-266.

Fisher, W.L. and Rahel, F.J. (Editors). 2004a. Geographic Information Systems in Fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 275 pp.

Fisher, W.L. and Rahel, F.J. 2004b. Geographic information systems in river and stream fisheries. In Geographic Information Systems in Fisheries. Fisher W.L. and Rahel, F.J. (Editors). American Fisheries Society, Bethesda Maryland, USA: 49-84.

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

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.

Floreano D., Mattiussi C., 1996, Manuale sulle reti neurali, Bologna, Il Mulino, pp. 358.

Fortunati, L., G. Garafalo, and R. Demontis. 2002. TSDV: A GIS tool for inspection trawl survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 168-178.

Fortunati, L., Garofalo, G. and Demontis, R. 2002. TSDV: A GIS tool for inspecting, trawl survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 168-178.

Fox, D.A., Hightower, J.E. and Parauka, F.M. 2000. Gulf sturgeon spawning migration and habitat in the Choctawhatchee River system, Alabama-Florida *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 811-826.

Fox, W.W. Jr. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. A. Fish. Soc.*, 99: 80-88.

Frattini C. e Paolini M. (1995). Ruolo delle acque profonde nel medio Adriatico quale nursery per *Merluccius merluccius* (Linnaeus). *Biol. Mar. Medit.*, 2(2): 281-286.

Freitas, R., Silva, S., Quintino, V., Rodrigues, A.M., Rhynas, K. and Collins, W.T 2003. Acoustic seabed classification of marine habitats: studies in the western coastal-shelf area of Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 60 599-608.



Freon, P., Drapeau, L., David, J.H.M., Moreno, A.F., Leslie, R.W., Oosthuizen, W.H., Shannon, L.J. and van der Lingen, C.D. 2005. Spatialized ecosystem indicators in the southern Benguela. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 459-468.

Frimpong, E.A., Sutton, T.M., Lim, K.J., Hrodey, P.J., Engel, B.A., Simon, T.P., Lee, J.G. and Master, [D.C.L. 2005. Determination](#) of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota-landscape association models using multimetric and multivariate responses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1-6.

G. Domalain, F. Lhomme, N. Rasoanandrasana - La pêche crevettière traditionnelle à Madagascar : diversité spatiale.

G. Fontenelle, D. Bailly, K. Frangoudes, E. Feunteun, A. Radureau, P. Le Mao - Le partage de l'espace productif de la baie du Mont Saint Michel par les conchyliculteurs : plusieurs dynamiques face au dilemme des communs.

G. Relini (co-ordinators). Demersal Resources in the Mediterranean. *Actes de Colloques IFREMER n° 26*: 76-93.

Ganio, L.M., Torgersen, C.E. and Gresswell, R.E. 2005. A geostatistical approach for describing spatial pattern in stream networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 138-144.

Gardner, B., Sullivan, P.J. and Lembo, A.J., Jr. 2003. Predicting stream temperatures: geostatistical comparison using alternative distance metrics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 344-351.

Garofalo, G., Fiorentino, F., Bono, G., Gancitano, S. and Norrito, G. 2004. Localisation of spawning and nursery areas of red mullet (*Mullus barbatus*, Linnaeus) in the Italian side of the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea). *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 101-109.

Garofalo, G., Gristina, M., Toccaceli, M., Giusto, G., Rizzo, P. and Sinacori, G. 2004. Geostatistical modelling of biocenosis distribution in the Strait of Sicily. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 241-249.

Gayanilo, F.C., P. Sparre and D. Pauly. – 1994. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Guide. *FAO Comp. Inf. Ser. (Fish.)*, 8: 1-126.



Geitner, K. 2004. Use of GIS for placement of rainbow trout culture in Denmark. GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 543-557.

GFCM - 2001. General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM). Scientific Advisory Committee (SAC). Report of the 3rd Session of the Sub Committee on Stock Assessment. Rome, Italy, 15-18 May 2001 (mimeo)

Gimona, A. and Fernandes, P.G. 2004. A stochastic approach to modelling spatial uncertainty in the distribution of pre-spawning North Sea herring while accounting for environmental variables. GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 215-222.

Gohin, F. (1985) Planification des expériences et interpretation par la théorie des variables régionalisées: application à l'estimation de la biomasse d'une plage. ICES CM 1985/D 3.

Goodchild, M.F. 1998. What next? Reflections from the middle growth curve. The History of Geographic Information Systems: Perspectives from the Pioneers. Foresman, T.W. (Editor). Prentice Hall PTR, Saddle River, New Jersey, USA: 369-381.

Goovaerts, P., 1997, Geostatistics for Natural Resources Evaluation, Oxford, pp. 483.

Goovaerts, P., 1997. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Oxford University Press.

Gresswell, R.E., Bateman, D.S., Lienkaemper, G.W. and Guy, T.J. 2004. Geospatial techniques for developing a sampling frame of watersheds across a region. GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 515-528.

Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147-186.

Gulland, J. 1985. Comments and questions on ecosystem management. Selected papers presented to the scientific committee of CCAMLR, 1982-1984, part 2.

Gunter G. 1967. Some relationships of estuaries to the fisheries of the Gulf of Mexico. Pages 621–638 in Lauff GH, ed. Estuaries. Washington (DC): American Association for the Advancement of Science.

Hall, J.L. and [Wissmar. R.C. 2004. Habitat](#) factors affecting sockeye salmon redd site selection in off-channel ponds of a river floodplain. Transactions of the American Fisheries Society, 133: 1480-1496.

Hanrahan, T.P., Dauble, D.D., and Geist, D.R. 2004. An estimate of Chinook salmon spawning habitat and redd capacity upstream of a migration barrier in the upper Columbia River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 61: 23-33.

Harden-Jones, F.R. (1968). Fish Migrations. Edward Arnold. London.

Hawks, M.M., Stanovick, J.S. and Caldwell, M.L. 2000. Demonstration of GIS capabilities for fisheries management decisions: analysis of acquisition potential within the Meramec River Basin. Environmental Management, 26: 25-34.

Hay WP. 1905. The Life History of the Blue Crab, *Callinectes sapidus*. Washington (DC): US Bureau of Fisheries.

Higgins, J.V., Bryer, M.T., Khoury, M.L. and Fitzhugh, T.W. 2005. A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. Conservation Biology, 19: 432-445.

Hightower, J.E., Zehfuss, K.P., Fox, D.A. and Parauka, F.M. 2002. Summer habitat use by Gulf sturgeon in the Choctawhatchee River, Florida. Journal of Applied Ichthyology, 18: 595-600.

Hilborn, R. & Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. New York, USA, Chapman and Hall.

Hildebrand SF, Schroeder WC. 1928. Fishes of Chesapeake Bay. 33(1).

Hohn, M. E., 1988, Geostatistics and petroleum geology, New York, Van Nostrand Reinhold, pp. 264.

Holland, W.S. 2005. The fifth dimension of GIS. ArcUser, 8(3): 16-19.

Houlding, S. W., 2000, Practical Geostatistics. Modeling and spatial analysis, New York, Springer, pp. 160.

Hutchings, J.A., and Baum, J.K. 2005. Measuring fish biodiversity: temporal changes in abundance, life history and demography. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B, 360: 315–338.

ICES (1992a) Acoustic survey design and analysis procedure: a comprehensive review of current practice. ICES Cooperative Research Report, No. 187

ICES (1992b) Report of the workshop on the analysis of bottom trawl surveys. ICES CM 1992/D 6.

ICES (1993) Report of the workshop on the applicability of spatial statistical techniques to acoustic survey data. ICES Cooperative Research Report, No. 195.

Inada, T. – 1981. Studies on the merluccidae fishes. Far Seas Fish. Res. Lab. Bull., 18: 1-172.

Irwin E.R., and Noble R.L. (1996). Effects of reservoir draw down on littoral habitat: assessment with on-site measures and geographic information systems. *In Multidimensional Approaches to Reservoir Fisheries*, pp.324-331. Ed. by L.E. Miranda and D.R. DeVries- American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 463 pp.

Isaaks and Srivastava, 1989, Introduction to Applied Geostatistics, Oxford Univ. Press., pp. 561.

Isaaks E.H. and Srivastava R.M. (1989). Applied Geostatistics. Oxford University Press. 250 pp.

Isaaks, E.H., Srivastava, R.M., 1990. Applied Geostatistics. Oxford University Press.

Issak, D.J. and W.A. Hubert. 1997. Integrating new technologies into fisheries science: the application of geographic information systems. *Fisheries*, 22(1): 6-10.

Jennings, S. & Kaiser M.J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 201-351

Jeremy B. C. Jackson,<sup>12\*</sup> Michael X. Kirby,<sup>3</sup> Wolfgang H. Berger,<sup>1</sup> Karen A. Bjorndal,<sup>4</sup> Louis W. Botsford,<sup>5</sup> Bruce J. Bourque,<sup>6</sup> Roger H. Bradbury,<sup>7</sup> Richard Cooke, 2001 Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems *Science* 27 July 2001: Vol.293.no.5530,pp.629-637 DOI: 10.1126/science.1059199

Johnsen, E. 2004. A visualisation of the spatial and temporal dynamics in the Namibian hake trawl fishery-a tool to understand complexity of a fishery, Volume 2. In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 673-678.

Jones C. (1997). Geographical information systems and computer cartography. Longman, 12:197-213.

Jones, B.W. – 1974. World resources of hakes of the genus *Merluccius*. In: F.R. Harden Jones, (ed.), Sea Fisheries Research, pp. 139-166. Paul Elek (Scientific Books) Ltd., London.

Jouffre, D., Domalain, G., Caveriviere, A. and Diallo, M. 2004. Typology of the demersal communities off Senegal: an approach combining GIS and multifactorial analysis. In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 129-145.

Journel, A.G., 1983. Non-parametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15 (3), 445-468.

Journel, A.G., Posa, D., 1990. Characteristic behavior and order relations for indicator variograms. *Mathematical Geology* 22 (8), 1011-1025.

Joy, M.K. and Death, R.G. 2004. Predictive modelling and spatial mapping of freshwater fish and decapod assemblages using GIS and neural networks. *Freshwater Biology*, 49: 1036-1052.

Jukic, S., and E. Arneri. 1984. Distribution of hake (*Merluccius merluccius*, L.) striped mullet (*Mullus barbatus*, L.) and pandora (*Pagellus erythrinus*, L.) in the Adriatic Sea. *FAO Fish. Rep.* 290:85–91.

Kanevski M., Maignan M., 2004, Analysis and Modelling of Spatial Environmental Data, Lousanne, EPFLPress, pp. 288.

Kapetsky, J.M. 1995. A first look at the potential contribution of warm water fish farming to food security in Africa. In J.-J. Symoens & J.C. Micha, eds. *Proceedings of the seminar on the management of integrated freshwater agro-piscicultural ecosystems in tropical areas*. pp. 547-572. Wageningen, the Netherlands, CTA.

Kapetsky, J.M. 2001. Recent applications of GIS in inland fisheries. In T. Nishida, P.J. Kailola & C.E. Hollingworth, eds. *Proceedings of the first international symposium on GIS in fishery science*, pp. 339-359. Seattle, Washington, 2-4 March 1999. Fishery GIS Research Group, Saitama, Japan.

Karchesky, C.M. and Bennett, D.H. 2004. Winter habitat use by adult largemouth bass in the Pend Oreille River, Idaho. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 577-585.

Kemp, Z. and Meaden, G.J. (1996) "Monitoring fisheries using a GIS and GPS". *AGI'96 Conference Proceedings*. 24-26th September. National Exhibition Centre, Birmingham. pp6.6.1-6.6.6.

Kemp, Z. and Meaden, G.J. (1998) "Towards a comprehensive fisheries management information system". In *IIFET'98 Proceedings*. Vol.2. Eide, A. and Vassdal, T. (Eds). Norwegian College of Fishery Science. Tromso, Norway. pp522-531.

Kemp, Z. and Meaden, G.J. (2002) "Visualization for fisheries management from a spatiotemporal perspective". *ICES Journal of Marine Science*. Vol.59; Part 1. pp190-202.

Kiyofuji, H., Kumagai, K., Saitoh, S., Arai, Y. and Sakai, K. 2004. Spatial relationships between Japanese common squid (*Todarodes pacificus*) fishing grounds and fishing ports: an analysis using remote sensing and geographical information systems. In *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 341-353.

Komatsu, T., Mustapha, K.B., Shibata, K., Hantani, K., Ohmura, T., Sammari, C., Igarashi, C., and Abed, A.E. 2004. Mapping *Posidonia* meadows on Messioua Bank of Zarzis, Tunisia, using multi-beam sonar and GIS. In *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 83-100.

Koubbi P., Loots c., Cotonnec G., Harlay X., Grioche A., Vaz S., Martin C., Walkey M., Carpentier A., (2003) Spatia patterns and GIS modelling of *Solea solea*, *Pleuronectes flesus* and *Limanda limanda* fish larvae in the eastern English Channel during the spring *Sci. Mar.* 70S2: 147-157.

Kracker, L. 2004. Between SST and bathymetry: spatial techniques for defining the aquatic landscape. In *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 147-160.

Krajevskj, S. A., and Gibbs, B. L., 1996, Understanding contouring. A practical guide to spatial estimation and contouring using a computer and basics variograms, Gibbs Associates., pp.130.

Lantuéjoul, C., 2002. Geostatistical Simulation, Models and Algorithms. Springer, Berlin.

Legendre, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 1659–1673.

Lembo G., Carbonara P., Silecchia T., Spedicato M.T. (2002) – Prove di pesca a strascico con rete a doppio sacco per la valutazione della selettività dell'attrezzo e della qualità del prodotto. I quaderni scientifici della Lega Pesca, Roma: 1-47.

Lembo G., Silecchia T., Carbonara P., Contegiacomo M., Spedicato M., 1998b. A geostatistical approach to the assessment of the spatial distribution of *Parapenaeus longirostris* in central southern Tyrrhenian sea. *Crustaceana*, 72 (9): 1093-1108.

Lembo G., Silecchia T., Carbonara P., Contegiacomo M., Spedicato M.T. (2000a) – Localization of nursery areas of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the Central-Southern Tyrrhenian Sea by Geostatistics. *Crustaceana*, 73 (1): 39-51.

Lembo G., Silecchia T., Carbonara P., Spedicato M.T. (2000b) – Nursery areas of *Merluccius merluccius* in the Italian Seas and in the East Side of the Adriatic Sea. *Biol. Mar. Mediterr.*, 7 (3): 98-116.

Lembo G., Spedicato M.T., Silecchia T., D'Agostino V. (1998) – Distribution of nursery areas of *Merluccius merluccius* obtained by geostatistical techniques. *Cah. Options Méditerran.*, 35: 147-154.

Levi D., Andreoli M.G., Bonanno A., Fiorentino F., Garofano G., Mazzola S., Norrito G., Patti B., Pernice G., Ragonese S., Giusto G.B. & Rizzo P., (2003) Embedding sea surface temperature anomalies into the stock recruitment relationship of red mullet (*Mullus barbatus* L.1785) in the Strait of Sicily, *Sci. Mar.* 67 (Suppl. 1): 259-268

Liebholt, A.M., Gurevitch, J., 2002. Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. *Ecography* 25, 553–557.

Lleonart J., (2001). Impact of fishery and environment on hake recruitment in North Western Mediterranean. EUFAIR CT-973522 (1998-2000) Barcelona.

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

Lo Brutto, S., M. Arculeo, A. Mauro, M. Scalisi, M. Cammarata and N. Parrinello. – 1998. Allozymic variation in Mediterranean hake *Merluccius merluccius* (Gadidae). *Ital. J. Zool.*, 65, Suppl.: 49-52.

Long, J.M. and Fisher, W.L. 2005. Distribution and abundance of black bass in Skiatook Lake, Oklahoma, after introduction of smallmouth bass and a liberalized harvest regulation on spotted bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 49-56.

Longley P., Goodchild M.F., Maguire D., Rhind D., 2001, *Geographic Information System and Science*, Wiley and Sons, UK.

Lucas, A.E. and Budgell, W.P. 2004. Characterising spatial and temporal variability of marine conditions in the North Sea, 1985-2000. In *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences*, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 161-180.

M. Diop, A.-D. Dia - Pêcheries maritimes mauritaniennes : quelles régulations pour une gestion durable.

M. J. Rochet, L. Markovic, C. Mellon - Des variations spatio-temporelles de l'âge de maturité de quatre Gadidés de la mer du Nord, de leurs causes, et de leurs conséquences.

M. Murenu, A. Ortu, D. Cuccu, A. Cau, 2006 - Application of geostatistical methods to evaluate the spatial variability of European hake (*Merluccius merluccius* Linnaeus, 1758) in the Central Mediterranean Sea. *GIS/Spatial Analysis in Fishery and Aquatic Sciences*, Vol 3: In press.

Maguire, D.J. 1991. An overview and definition of GIS, in *geographical information systems*. Volume 1: Principles (Maguire, D.J. et al.). Longman, London, UK. Pp. 9-20.

Malczewski J., 1999. *GIS and Multicriteria Decision analysis*, Wiley & Sons, N.Y.

Marble D.E., Calkins H.W., and Peuquet D.J. (1984). *Basic readings in geographic information systems*. SPAD Systems, Williamsville, New York.

Marcus, W.A. 2002. Mapping of stream microhabitats with high spatial resolution hyperspectral imagery. *Journal of Geographical Systems*, 4: 113-126.

Marcus, W.A., Marston, R.A., Colvard, J.C.R. and Gray, R.D. 2002. Mapping the spatial and temporal distributions of woody debris in streams of the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Geomorphology*, 44: 323-335.

Martín P., A. Carbonell and Belcarí P. – (2001). Estimation of trawl discards in the western Mediterranean. European hake (*Merluccius merluccius*) a case study. EC DG Fisheries Study 00/009. Final Report (mimeo): 135 pp.

Massuti, M. and E. Daroca. – 1976. Distribution géographique et bathymétrique des poissons du talus continental de la Méditerranée espagnole. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 40: 659-666.

Matheron, G. (1971) *The Theory of Regionalized Variables and their Applications*. Les cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Fascicule 5. Centre de Géostatistique, Fontainebleau, Paris, 212 pp.

Maurin, C. – 1965. Les merlus des mers européennes et nord-ouest africaines. Importance de la moyenne vertébrale dans la détermination des sous-espèces et groupements raciaux. *Rapp. Com. Int. Explor. Sci. Medit.*, 18(2): 215-220.

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

McClatchie, S., Coombs, R.F., 2005. Spatial variability of orange roughy around the Northwest Hills on the Chatham Rise, New Zealand. *Deep Sea Research Part I. Oceanogr. Res. Pap.* 52, 589–603.

McCullagh, P. and J.A. Nelder. – 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London.

Meaden, G. (2002) "Foreward" in Valavanis, V. (2002) *Geographic Information Systems in Oceanography and Fisheries*. Taylor and Francis, London. ppxiiv-xv.

Meaden, G. J., and Kapetsky, J. M. 1991. Geographical information systems and remote sensing in inland fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries Technical Paper No. 318*. FAO, Rome, Italy. 262 pp.

Meaden, G.J. (1987) "Pathways to future growth" in *Fish Farmer*, Vol.10; No.5. pp20-22.

Meaden, G.J. (1987) "Where should trout farms be in England?" in *Fish Farmer*, Vol.10; No.2. pp33-35.

Meaden, G.J. (1993) "Implementing a Marine Fisheries GIS for the Marine Biological Research Centre, Tajura, Libya". *FAO Consultancy Report*.

Meaden, G.J. (1993) "Prospects for GIS implementation in the AGRITEX Fisheries Department, Harare, Zimbabwe". *FAO Consultancy Report*.



Meaden, G.J. (1994) "Background notes and prospects for a Libyan marine fisheries geographical information system". *Libfish Technical Briefing Notes, No.3*. FAO Tripoli/Rome. 58p.

Meaden, G.J. (1994) "The one that got away? GIS in marine fisheries" In *Mapping Awareness*, Vol,8; No,7. Sept, 1994. pp20-23.

Meaden, G.J. (1996) "Draft report on mission to Vietnam to assess the viability of implementing a Geographical Information System to manage a snail control programme". *FAO Report for Project TCP/VIE/6611*. (19th Aug. 96 to 8th Sep. 96).

Meaden, G.J. (1996) "Potential for Geographical Information Systems (GIS) in fisheries management". In *Computers in Fisheries Research*. Moksness, E. and Megrey, B.(Eds). Chapman & Hall, London. pp41-79.

Meaden, G.J. (1997) "Draft report on first mission to Sri Lanka for implementation of a GIS to help revitalise and accelerate aquaculture development". *FAO Report for Project TCP/SRL/6712*. (9th July, 97 to 21st Aug. 97).

Meaden, G.J. (1997) "Progress made in implementing a snail control experiment and a Geographical Information System to manage the Golden Snail control work in Vietnam". *FAO Report for Project TCP/VIE/6611*. (4th May, 97 to 24th May, 97).

Meaden, G.J. (1998) "Draft report on second mission to Sri Lanka to revitalise and accelerate aquaculture development". *FAO Report for Project TCP/SRL/6712*. (7th March, 98 to 28th March, 98).

Meaden, G.J. (1999) "Draft report on third mission to Sri Lanka to revitalize and accelerate aquaculture development". *FAO Report for Project TCP/SRL/6712*. (2nd Jan. 99 to 22nd Jan. 99).

Meaden, G.J. (1999) "First international symposium on GIS in fishery science". *ICES/CIEM Information*. No.34. Sept. 1999. pp12 &17.

Meaden, G.J. (1999) "Revitalization and acceleration of aquaculture development" Terminal Statement for the Government of Sri Lanka; FAO Project TCP/SRL/6712, FAO, Bangkok; December, 1999.

Meaden, G.J. (1999) "Zoning for coastal aquaculture" Report prepared for the government of Sri Lanka. National Aquatic Resources Agency, Colombo, Sri Lanka. January, 1999. 62p.

Meaden, G.J. (2000) "Applications of GIS to fisheries management". In *Marine and Coastal GIS*, pp205-226. Wright, D. and Bartlett, D. (Eds). Taylor and Francis, London.

Meaden, G.J. (2001) "GIS in fisheries science: Foundations for a new millennium". *Proceedings of the First International Symposium on GIS in Fishery Science*. Nishida, T, Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Eds). Seattle, Washington, USA. March 2 – 4, 1999. pp3-29.

Meaden, G.J. (2002) "A model for the integrated spatio-temporal management of European Union fisheries: A discussion paper". Discussion paper presented to the European Commission; September, 2002.

Meaden, G.J. (2004) "Challenges of using GIS in aquatic environments". In *Geographic Information Systems in Fisheries*. Fisher, W.L. and Rahel, F.J. (Eds). American Fisheries Society, Bethesda, Washington DC, USA.

Meaden, G.J. 2001. GIS in fisheries science: foundations for the new millennium. In *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 3-29.

Meaden, G.J. and Do Chi, T. 1996. Geographical information systems: applications to marine fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries Technical Paper 356, Rome, Italy. 335 pp.

Meaden, G.J. and Kapetsky, J.M. (1991) "Geographical Information Systems and Remote Sensing in inland fisheries and aquaculture". *FAO Fisheries Technical Paper No.318*. FAO, Rome. 262p. (In English and Spanish).

Meaden, G.J. and Kapetsky, J.M. 1991. Geographical information systems and remote sensing in inland fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries Technical Paper 318, Rome, Italy. 262 pp.

Meaden, G.J. and Kemp, Z. (1996) "Monitoring fisheries effort and catch using a Geographical Information System and a Global Positioning System". In *Developing and Sustaining World Fisheries Resources: The State of Science and Management*, pp.238-244. Proceedings of the 2nd World Fisheries Congress, 29 July - 2 Aug, 1996: CSIRO, Brisbane, Australia.

Meaden, G.J. and Kemp, Z. (1997) "The management of commercial fisheries with the aid of a computerised catch logging system" in Green, C.S. (Ed) *EEZ Technology*. ICG Publishing Ltd, London.

Meaden, G.J. and Reynolds, J.E. (1995) "Establishing a marine fisheries GIS: the Libyan experience". *Libfish Technical Briefing Notes, No.15*. FAO, Tripoli/Rome. 26p.

Miller R.G. (1974). The Jackknife a review. *Biometrika*, 61:1 15.

Mitchell, A.J. and Collins, K.J. 2004. Understanding the distribution of maerl, a calcareous seaweed off Dorset, UK. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 65-81.

Morales-Nin B. and Moranta J., 2004. Recruitment and post-settlement growth of juvenile *Merluccius merluccius* on the western Mediterranean shelf. *SCI. MAR.*, 68 (3): 399-409

Morley, S.A. and Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, 16: 1498-1509.

Murenu M., Cuccu D., Follesa M.C., Sabatini & A. Cau A., 2000 - Survey Results for Italy - area M2 - Sardinia. In "International Bottom Trawl Survey in the Mediterranean (Medit survey 1999). Technical report". Commissione della Comunità Europea, project n° 95/065, (2): 27-33.

Murfitt, I. and Hand, C. 2004. Acoustical substrate classification for the improved estimation of geoduck clam abundance and distribution. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 289-300.

Mustafa, Md. G. & Khan, Md. G. 1993. The bottom trawl fishery, BOBP/WP/89.

Nielsen, L.A. 1999. History of inland fisheries management in North America. *In Inland Fisheries Management in North America*, 2nd edition. Kohler, C.C. and Hubert, W.A. (Editors). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA: 3-30.

Nishida, T. and Booth, A.J. 2001. Recent approaches using GIS in the spatial analysis of fish populations. *In Spatial Processes and Management of Marine Populations, Volume AK-SG-01-02*. Kruse, G.H. and coeditors. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks, Alaska, USA: 19-36.

Nishida, T., Booth A.J., Recent approaches using GIS in the Spatial analysis of fish populations. *Spatial Processes and management of Marine Populations Alaska Sea Grant College Program. AK-SG-01-02, 2001*

Nishida, T., Kailola, P.J. & Hollingworth, C.E. (In Press). *Proceedings of the Third International Symposium on Geographic Information Systems (GIS) in Fishery Science*. Shanghai, Cina, 22-26 August, 2005. Fishery GIS Research Group. Japan.

Nishida, T., Kailola, P.J. & Hollingworth, C.E. 2001. *Proceedings of the First International Symposium on Geographic Information Systems (GIS) in Fishery Science*. Seattle, Washington, USA, 2-4 March, 1999. Fishery GIS Research Group. Japan. 486 pp. (available at: <http://www.esl.co.jp/Sympo/1st/sympo.htm>).

Nishida, T., Kailola, P.J. & Hollingworth, C.E. 2004. *Proceedings of the Second International Symposium on GIS in Fisheries and Spatial Analyses*, University of Sussex, England. September 3-6, 2002. Fishery GIS Research Group. Japan. 735 pp. (available at: <http://www.esl.co.jp/Sympo/2nd/sympo10.htm>).

Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors) 2001. *Proceedings of the First International Symposium on Geographic Information Systems (GIS) in Fishery Science*. Fishery GIS Research Group, Saitama, Japan. 486 pp.

Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). 2004. *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan. 735 pp.

Nishida, T., Mohri, M., Itoh, K. and Nakagome, J. 2004. Study of bathymetry effects on the nominal hooking rates of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*) exploited by the Japanese tuna longline fisheries in the Indian Ocean. In *GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 659-672.

Novikov, M.A. 2004. Evaluative zoning of seawater areas based on environmental and fishery characteristics. *Water Resources*, 31: 180-188.

O'Connor, W.C.K. and Kennedy, R.J. 2002. A comparison of catchment based salmonid habitat survey techniques in three river systems in Northern Ireland. *Fisheries Management and Ecology*, 9: 149-161.

of demersal species in the Gulf of Lions from trawl surveys (1983-1997). In: J.A. Bertrand and G. Relini (eds.), *Demersal resources in the Mediterranean*, Proceedings of the Symposium held in Pisa, 18-21 March 1998, Actes de Colloques 26, pp. 153-164. IFREMER, Plouzané.

Olea, R.A., 1999. *Geostatistics for Engineers and Earth Scientists*. Kluwer Academic Publishers, Boston.

Oliver, P. and E. Massutí. – 1995. Biology and fisheries of western Mediterranean hake (*M. merluccius*). In: J. Alheit and T.J.

Oliver, P., A. Morillas and M. Gaza. – 1992. Age et croissance du merlu (*Merluccius merluccius* L.) des Iles Baléares. Bull. Inst. Oceanogr. Monaco, n° Spec.11: 163-178.

Orlowski, A., 2003. Influence of thermal conditions on biomass of fish in the Polish EEZ. Fish. Res. 63, 367–377.

Orsi Relini L., Fiorentino F. and Zamboni A. (1989). Le nurseries del nasello mediterraneo: dove, quando, perchè. Nova Thalassia, 1(10): 407-416.

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

Orsi Relini, L., F. Fiorentino and A. Zamboni. – 1989b. Le nurseries del nasello mediterraneo: dove, quando, perché. NovaThalassia, 10, Suppl. 1: 407-416.

Orsi Relini, L., F. Fiorentino and M. Cappanera. – 1986. The timing of recruitment of *Merluccius merluccius* in the Ligurian sea. Rapp. Comm. int. Mer. Medit., 30 (2):224.

Orsi Relini, L., F. Fiorentino, A. Zamboni and G. Relini. – 1997. Vulnerabilità luce-dipendente del nasello (*Merluccius merluccius*) giovanile. Biol. Mar. Medit., 4: 262-268.

Orsi Relini, L., F. Fiorentino, and A. Zamboni. 1989. Spatial-temporal distribution and growth of *Merluccius merluccius* recruits in the Ligurian Sea. Observations on the O group. Cybium (13):263–270.

Ottersen, G., Michalsen, K., Nakken, O., 1998. Ambient temperature and distribution of north-east Arctic cod. ICES J. Mar. Sci. 55, 67–85.

P. Martin, P. Sartor, M. Garcia Rodriguez (1999) - Exploitation strategies of the european hake, *Merluccius merluccius*, red mullet, *Mullus barbatus* and striped red mullet *Mullus surmuletus* in the western Mediterranean. J. Appl. Ichtyiol., 5: 24-28.

P. Pesci, M.C. Follesa, M. Murenu, A.A. Pendugiu, A. Sabatini, A. Cau, 2005 - The exploitation of red mullet (*Mullus barbatus*) in the southern Sardinian sea (central-western mediterranean): protection of the nursery areas and implications for management. Abstracts of the fisheries society of the British Isles Annual Conference, Bangor, July 2005: 37

Palomera I., Olivar M.P. & Morales-Nin B. (2005) Larval development and growth of the European hake *Merluccius merluccius* in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* 69, 251:258.

Pannatier, Y., 1996, VarioWin: Software for Spatial Data Analysis in 2D, Springer, pp. 91.

Papaconstantinou, C. – 1999. The biology and the management of hake (*Merluccius merluccius*) in the Greek Seas. 1st SAC/GFCM/FAO Seminar on Demersal Resources of the Mediterranean, Sète (France), 21-23/03/1999.

Papaconstantinou, C. and K.I. Stergiou. – 1995. Biology and fisheries of eastern Mediterranean hake (*M. merluccius*). In: J. Alheit and T.J. Pitcher. (eds.), Hake, Fisheries, Ecology and Markets, pp. 140-180. Chapman & Hall, London.

Payne, A. and A. E. Punt. – 1995. Biology and fisheries of South African Cape hakes (*M. capensis* and *M. paradoxus*). In: J. Alheit and T.J. Pitcher (eds.), Hake, Fisheries, Ecology and Markets, pp. 15-47. Chapman & Hall, London.

Pelletier D., and Parma A.M. (1994). Spatial distribution of Pacific halibut (*Hippoglossus stenolepis*): an application of geostatistics to longline survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:1506-1518.

Petitgas P., Armstrong M., Renard D., Rivoirard J. (1992). Geostatistics for fish survey data. *Centre de Géostatistique*, Fontainebleau, France.

Piccinetti, C. and G. Piccinetti Manfrin. – 1971. Osservazioni sulla media vertebrale dei merluzzi dell'alto e medio Adriatico. *Note Lab. Biol. Mar. Pesca Fano*, 4: 65-84.

Piccione, M.E., Agnesi, S., Molinari, A. and Tunesi, L. 2004. Cartographic representation of fishing sites for target species in the artisanal fishery around Gallinara Island (Ligurian Sea, Western Mediterranean). *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 649-658.

Pitcher (eds.), Hake, Fisheries, Ecology and Markets, pp. 181-201. Chapman & Hall, London.

Pla, C., A. Vila and J.L. García-Marín. – 1991. Différentiation de stocks de merlu (*Merluccius merluccius*) par l'analyse génétique: comparaison de plusieurs populations méditerranéennes et atlantiques du littoral espagnol. *FAO Rapp. Pêches*, 447: 87-93.

Porter, M.D. and Massong, T.M. 2004a. Analyzing changes in river channel morphology using GIS for Rio Grande silvery minnow habitat assessment. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2.* Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 433-446.

Porter, M.D. and Massong, T.M. 2004b. Habitat fragmentation and modifications affecting distribution of the Rio Grande silvery minnow. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2.* Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 421-432.

Porter, M.S., Rosenfeld, J. and Parkinson, E.A. 2000. Predictive models of fish species distribution in the blackwater drainage, British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 349-359.

Quin, T.J. & Deriso, R.B. 1999. *Quantitative Fish dynamics*. Oxford University Press, Oxford. 542 pp.

Rao, S.E., Journel, A.G., 1997. Deriving conditional distributions from ordinary kriging. In: Baafi, E., Schofield, N. (Eds.), *Geostatistics--Wollongong 96*. Kluwer Academic Publishers, London, pp. 92-102.

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

Relini G. (2000) – La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.*, 7 (4): 13-45.

Relini G., and Piccinetti C. (1996). Ten years of trawl-surveys in Italian seas. (1985-1995). *FAO Fisheries Reports*. 336 :135-140.

Relini, G., Zamboni, A., Massi, D. and Fiorentino, F. (1996). Un esempio di incremento della produzione ittica in seguito ad una maggiore protezione della fascia costiera nella Liguria orientale. *Biol. Mar. Medit.*, 3(1): 222-229.

Rivoirard J., 1994. Introduction to Disjunctive Kriging and Non-linear Geostatistics, Oxford University Press.

Robertson, G.P., 1987. Geostatistics in ecology: interpolating with known variance. *Ecology* 68, 744–748.

Rodriguez-Sanchez, R., Lluch-Belda, D., Villalobos, H. and Ortega-Garcia, S. 2002. Dynamic geography of small pelagic fish populations in the California

Current System on the regime time scale. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 1980-1988.

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

Rossi, R., Mulla, D.J., Journel, A.G., Franz, E.H., (1992). Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecol. Monogr.* 62, 277–314.

Ruckert, C., Floeter, J. and Temming, A. 2002. An estimate of horse mackerel biomass in the North Sea, 1991-1997. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 120-130.

Rust, A.J., Diana, J.S., Margenau, T.L. and Edwards, C.J. 2002. Lake characteristics influencing spawning success of muskellunge in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 834-841.

S. Goedefroit - La ruée vers l'or rose. Stratégie d'accès et conflit d'usage de la ressource crevetteière chez les pêcheurs traditionnels à Madagascar.

Sabatini A., Cuccu D., Follesa M.C., Murenu M., Secci E., Vignolo E. & Cau A., 1993 - Una paleolaguna del Golfo di Cagliari di notevole interesse ecologico. *Biol. Marina Mediterranea*, 1 (1): 345-346

Sakurai, Y., Kiyofuji, H., Saitoh, S., Goto, T. and Hiyama, Y. 2000. Changes in inferred spawning areas of *Todarodes pacificus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) due to changing environmental conditions. *ICES Journal of Marine Science*, 27: 24-30.

Sanchez P., M. Demestre and P.Martín (2004). Characterization of the discards generated by bottom trawling in the northwestern Mediterranean. *Fish. Res.*, 67: 71-80.

Sarano F. (1986). Cycle ovarien du merlu, *Merluccius merluccius*, poisson a ponte fractionnée. *Rev. Trav. Pêchés Marit.*, 48(1-2): 300-302.

Sardà F., Bahamon N., Moli B., Palomera I., (2006) The use of a square mesh codend and sorting grids to reduce catches of young fish and improve sustainability in a multispecies bottom trawl fishery in the Mediterranean *Sci. Mar.*, 70 (3): 347-353.

Sarkar, UK., Pathak, A.K., Kapoor, D., Paul, S.K. and Mahato, L.L. 2004. Use of geographical information systems in developing freshwater aquatic sanctuary management strategies. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic*



Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 583-596.

Sartor, P., M. Sbrana and C. Viva. – 1990. Gadiformi (Pisces Osteichthyes) dell' arcipelago toscano meridionale: distribuzione ed abbondanza. Atti Vi Convegno Nazionales Ass. Alessandro Ghigi (Torino), 22-24 giugno 1989. Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino, 8: 145-147.

Schaefer, M. 1954. Some aspects of the dynamics of populations are important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. I-ATTC/Bol.CIAT.* 1(2): 27-56.

Schick, R.S., Goldstein, J., and Lutcavage, M.E. 2004. Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) distribution in relation to sea surface temperature fronts in the Gulf of Maine (1994-96). *Fisheries Oceanography*, 13: 225-238.

Scholten, M., Wirtz, C., Fladung, E. and Thiel, R. 2003. The modular habitat model (MHM) for the *Leuciscus idus* (L.) a new method to predict the suitability of inshore habitats for fish. *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 315-329.

Selberg, C.D., Eby, L.A. and Crowder, L.B. 2001. Hypoxia in the Neuse River estuary: responses of blue crabs and crabbers. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 358-366.

Shirley, T. 1997. Retrospective analysis of the effects of trawling on benthic communities in the Gulf of Alaska and Aleutian Island region. <http://www.cifar.uaf.edu/fish97/trawling.html>.

Silva, C., Yanez, E., Nieto, K., Barbieri, M.A. and Martinez, G. 2004. EFISAT project: predictability of pelagic fishing ground off Chile using remote sensing and geographical information systems. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2.* Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 311-322.

Simpson J.J. (1992). Remote sensing and geographical information systems: Their past, present and future use in global marine fisheries. *Fishery Oceanography*, 1:238-280.

Simpson, J.J. 1992. Remote sensing and geographical information systems: their past, present and future use in global marine fisheries. *Fisheries Oceanography*, 1: 238-280.

Smith S.J. (1988). Evaluating the efficiency of the A-Distribution mean estimator. *Biometrics*, 44: 485- 493.

Smith T.R., Menon S., Start and Estes J.L. (1987). Requirements and principles for the implementation and construction of large-scale geographic information systems. *Int. J. GIS* 1 :13-31.

Smith, H. D., and Lalwani, C. S. 1996. The North Sea: co-ordinated sea use management. *Geojournal*, 39(2): 109-115.

Soh, S., Gunderson, D.R. and Ito, D.H. 2001. The potential role of marine reserves in the management of shortraker rockfish (*Sebastes borealis*) and rougheye rockfish (*S. aleutianus*) in the Gulf of Alaska. *Fishery Bulletin*, 99: 168-179.

Somers I.F., and Long, B. G. (1994). Note on the sediments and hydrology of the Gulf of Carpentaria, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45 : 283-291 Slotte.

Srivastava, S.K., Reyes, R., Fabres, B., Ponniah, A.G. and Kapoor, D. 2004. Mapping Indian inland fish diversity using historical occurrence data in FishBase. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 447-464.

Stein, M.L., 1999. *Interpolation of Spatial Data: Some Theory for Kriging*. Springer, New York.

Stelzenmuller, V., Zauke, G.-P. and Ehrich, S. 2004. Meso-scaled investigation of spatial distribution of the flatfish species dab, *Limanda limanda* (Linnaeus, 1758), within the German Bight: a geostatistical approach. *In GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2*. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 251-269.

Stoms, D. M., F. W. Davis, and C. B. Cogan. June, 1992. Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 58, No. 6, pp. 843-850

Stoner, A.W., J.P. Manderson, and J.P. Pessutti. 2001. Spatially explicit analysis of estuarine habitat for juvenile winter flounder: combining generalized additive models and geographic information systems. *Marine Ecology Progress Series*, 213: 253-271.

Svetovidov D.N. (1993). – Merluccidae – Check-list of the fishes of the north-eastern Atlantic and of Meditterenean. *Unesco*: 300-302.

Swain, D.P., Poirier, G.A., Sinclair, A.F., 2000. Effect of water temperature on catchability of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to the bottom-trawl survey in the southern Gulf of St. Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 57, 56–68.

T. Bousso - La pêche dans l'estuaire du Sine-Saloum (Sénégal). Typologie spatiale des systèmes d'exploitation.

T. Niaré, V. Bénech - Ecologie adaptative du poisson-chien *Hydrocynus brevis* (Pisces, Characidae) dans la plaine inondable du Delta Central du Niger (Mali).

Taverny, C., Lepage, M., Piefort, S., Dumont, P. and Rochard, E. 2002. Habitat selection by juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* in the Gironde estuary (France). Journal of Applied Ichthyology, 18: 536-541.

Thomas, M.V. and Haas, R.C. 2002. Abundance, age structure and spatial distribution of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, in the St Clair System. Journal of Applied Ichthyology, 18: 495-501.

Toepfer, C.S., Fisher, W.L. and Warde, W.D. 2000. A multistage approach to estimate fish abundance in streams using geographic information systems. North American Journal of Fisheries Management, 20: 634-645.

Tonn, W.M., Boss, S.M., Aku, P.K.M., Scrimgeour, G.J. and Paszkowski, C.A. 2004. Fish assemblages in subarctic lakes: does fire affect fish-environment relations in northern Alberta? Transactions of the American Fisheries Society, 133: 132-143.

Topping, D.T., Lowe, C.G. and Caselle, J.E. 2005. Home range and habitat utilization of adult California sheephead, *Semicossyphus pulcher* (Labridae), in a temperate no-take marine reserve. Marine Biology, 147: 301-311.

Torgersen, C.E., Faux, R.N., McIntosh, B.A., Poage, N.J. and Norton, D.J. 2001. Airborne thermal remote sensing for water temperature assessment in rivers and streams. Remote Sensing of Environment, 76: 386-398.

Torgersen, C.E., Gresswell, R.E. and Bateman, D.S. 2004. Pattern detection in stream networks: quantifying spatial variability in fish distribution. *In* GIS/Spatial Analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Volume 2. Nishida, T., Kailola, P.J. and Hollingworth, C.E. (Editors). Fishery-Aquatic GIS Research Group, Saitama, Japan: 405-420.

Travaglia C., and Lorenzini M. (1985). Monitoring algae growth by digital analysis of Landsat data : the Orbetello Lagoon case study. In Report of the Ninth International Training Course on Applications of Remote Sensing to Aquaculture

and Inland Fisheries. RSC Series 27.pp.255-259. *Remote Sensing Centre, FAO*, Rome, Italy. 301 pp.

Travaglia, C. & Appelkamp, C. 1985. *Applications of Remote Sensing to Aquaculture and inland fisheries*. Ninth UN/FAO International Training Course in Cooperation with the Government of Italy. Rome, Italy, 10-28 September 1984. RSC SER., No. 27, FAO, 301 pp.

Tseng, C.-T., Chen, S.-C., Huang, C.-S. and Liu, C.-C. 2001. GIS-assisted site selection for artificial reefs. *Fisheries Science*, 67: 1015-1022.

Tsimenidis, N., C. Papaconstantinou and C. Daoulas. – 1978. Age and growth of hake (*Merluccius merluccius*) in the Saronikos and Thermaikos Gulf. *Thalassographica*, 2: 27-56.

Valavanis, V.D. 2002. *Geographic Information Systems in Oceanography and Fisheries*. Taylor and Francis, New York, New York. 209 pp.

Valavanis, V.D. 2002. *Geographic Information Systems in Oceanography and Fisheries*. London, Taylor & Francis. 209 pp.

Valavanis, V.D., Kapantagakis, A., Katara, I. and Palialexis, A. 2004. Critical regions: a GIS-based model of marine productivity hotspots. *Aquatic Sciences*, 66: 139-148.

Vassilopoulou, V. and C. Papaconstantinou. – 1987. Distribution and catches per unit effort of the hake and the red mullet in the western coasts of Greece. *FAO Fish. Rep.*, 394: 174-180.

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

Vera Pawlowsky-Glahn, Ricardo A. Olea 2004. *Geostatistical Analysis of Compositional Data*. Studies in Mathematical Geology, 7. Oxford University Press.

Villa, F., Tunesi, L. and Agardy, T. 2002. Zoning marine protected areas through spatial multiple-criteria analysis: the case of the Asinara Island National Marine Reserve of Italy. *Conservation Biology*, 16: 515-526.

Vladlena V. Gertseva , Vladimir I. Gertsev (2006) A conceptual model of fish function relationships in marine ecosystems and its application for fisheries stock assessment *Fish. Res.* 81 9–14

Vokoun, J.C. 2003. Kernel density estimates of linear home ranges for stream fishes: advantages and data requirements. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1020-1029.

Wackernagel H., 1998. *Multivariate Geostatistics: an Introduction with Applications*. 2nd ed. Springer, Berlin.

Waite, I.R. and Carpenter, K.D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin Streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 754-770.

Webster R., Oliver M.A., 2003, *Geostatistics for Environmental Scientist*, Chichester, Wiley & Sons, pp. 271.

Webster, R., Oliver, M.A., 2001. *Geostatistics for Environmental Scientists*. John Wiley & Sons.

William L. Fisher and Frank J. Rahel, (2004) *Geographic Information Systems in Fisheries*. American Fisheries Society. Febr. 2004 – 276 pp.

Wood L.L., and Ferguson R.L. (1995). Monitoring the effects of side cast dredging on sea grass habitat using aerial photography and GIS. *Proceedings of the 61<sup>o</sup> Annual Convention of the American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. ASPRS*, Charlotte, North Carolina.

Zeiler, M. 1999. *Modeling our world. The ESRI Guide to Geodatabase Design*. ESRI, Redlands, CA (USA).

Zupanovic, S. – 1968. Study of hake (*Merluccius merluccius* L.) biology and population dynamics in the Central Adriatic. *FAO GFCM Stud. Rev.*, 32: 1-24.

Zupanovic, S. and I. Jardas. – 1986. A contribution to the study of biology and population Dynamics of the Adriatic hake, *Merluccius merluccius* (L). *Acta Adriat.*, 27 (1/2): 97-146.

# **ALLEGATO I – CARTOGRAFIA**

## **ORDINARY KRIGING**

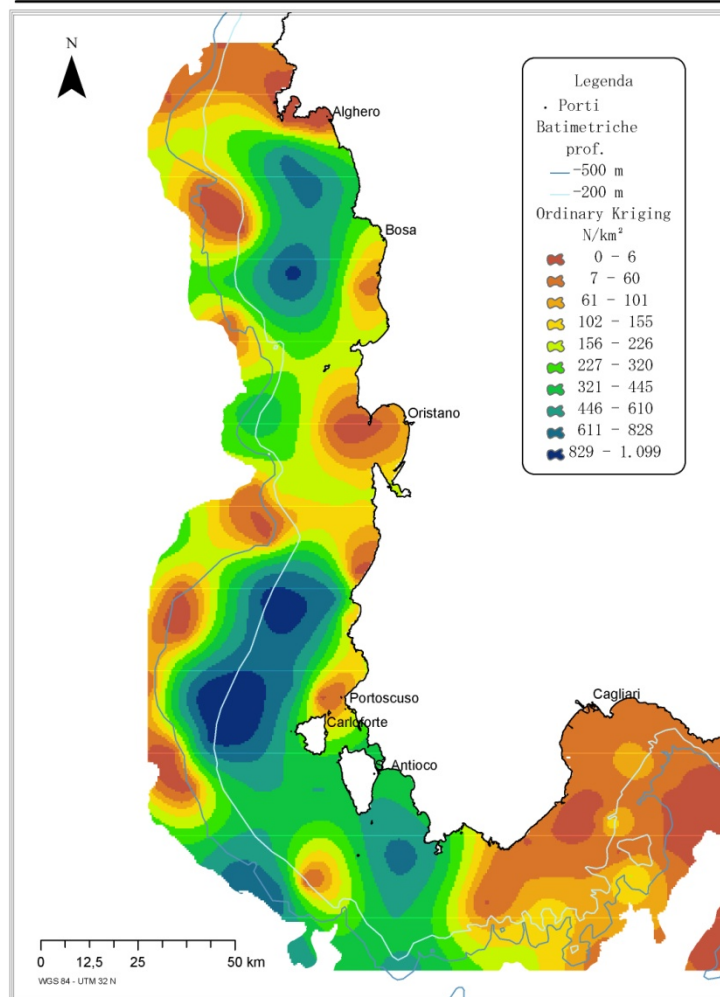
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 1994 - Costa 3



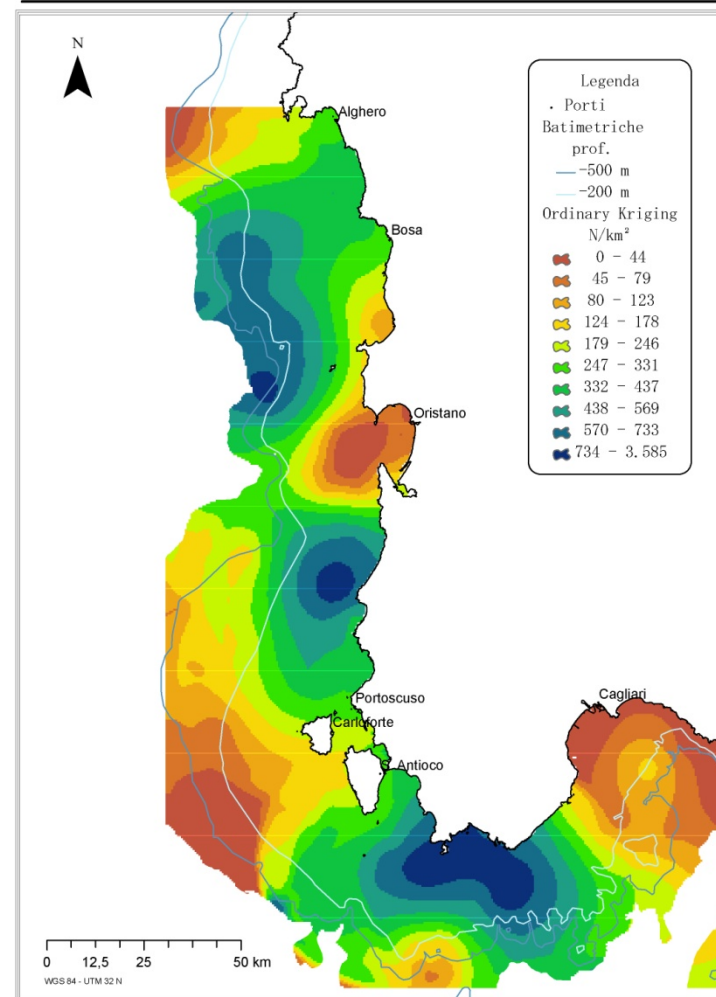
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 1995 - Costa 3



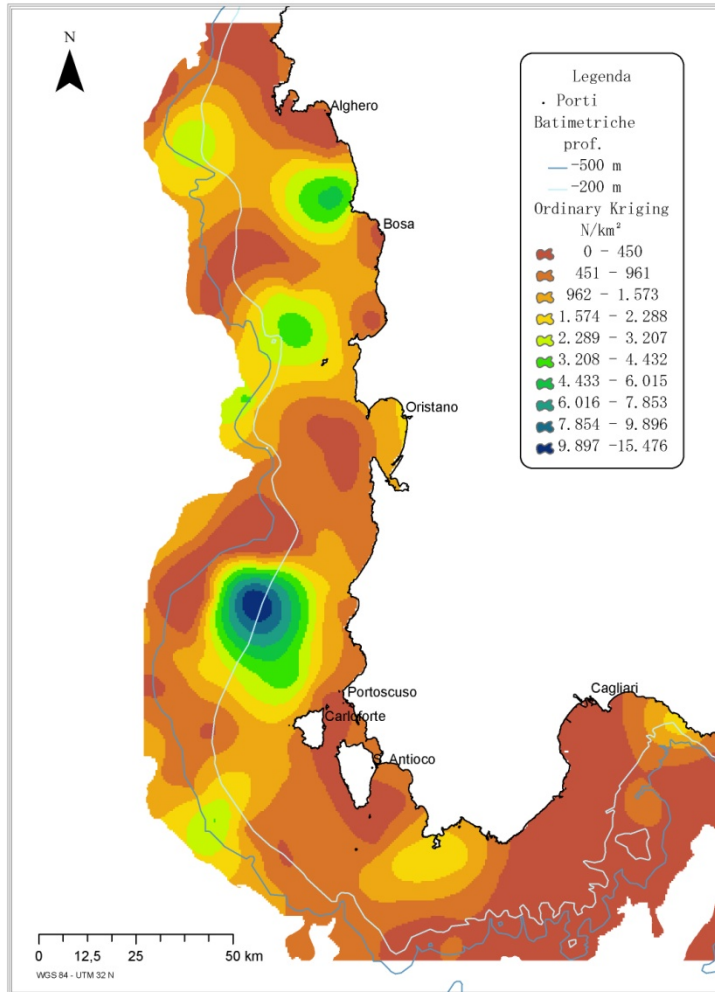
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 1996 - Costa 3



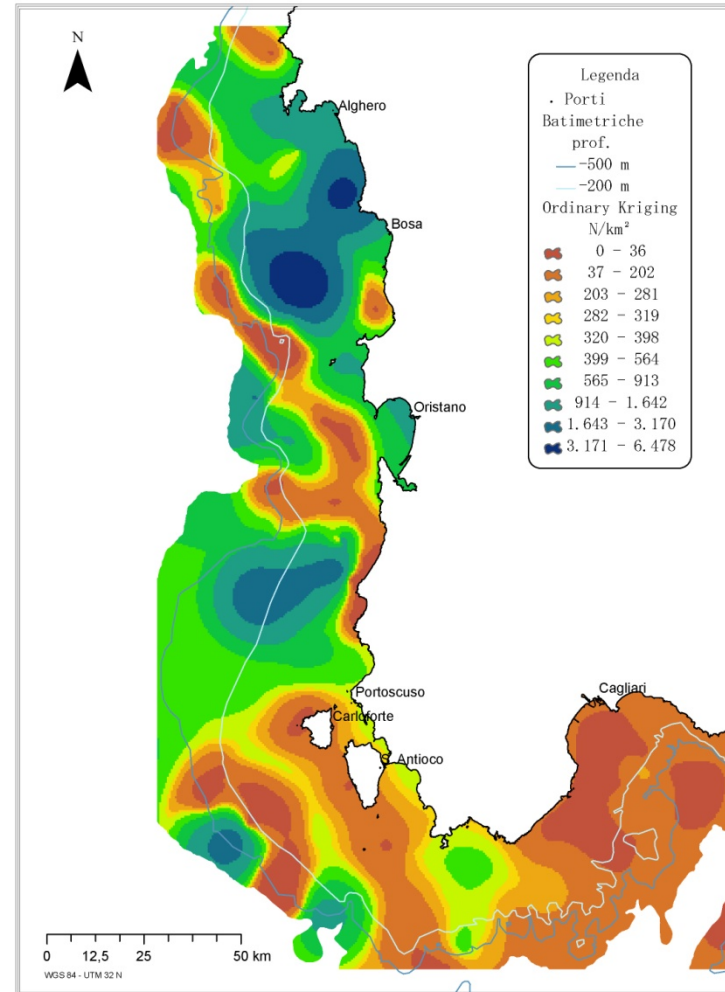
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 1997 - Costa 3





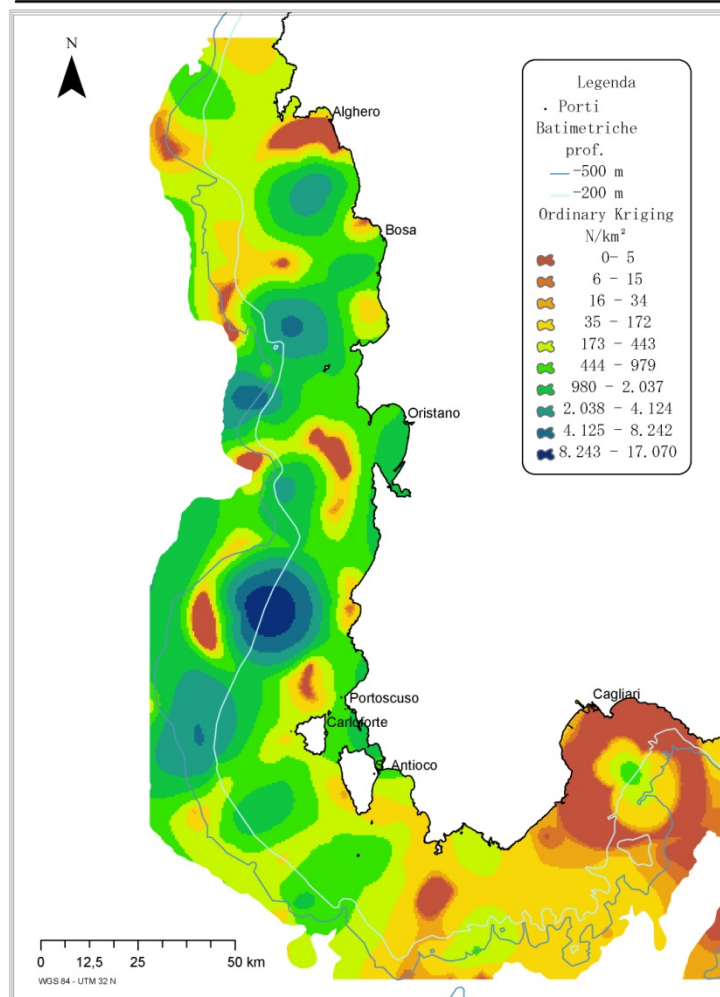
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 1998 - Costa 3



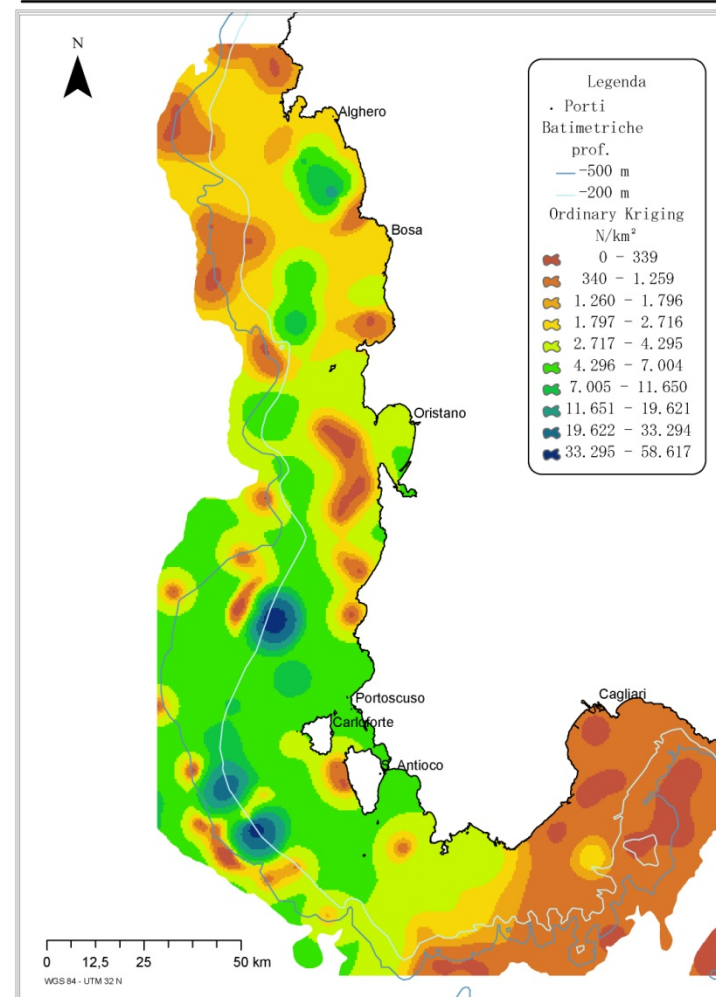
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 2000 - Costa 3



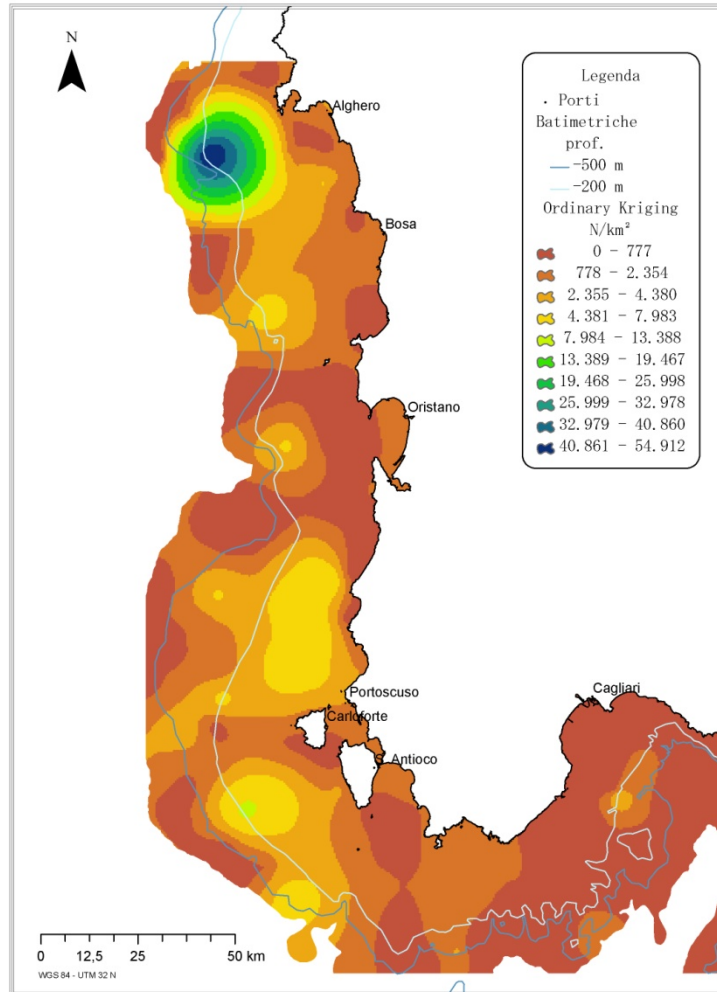
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 2001 - Costa 3



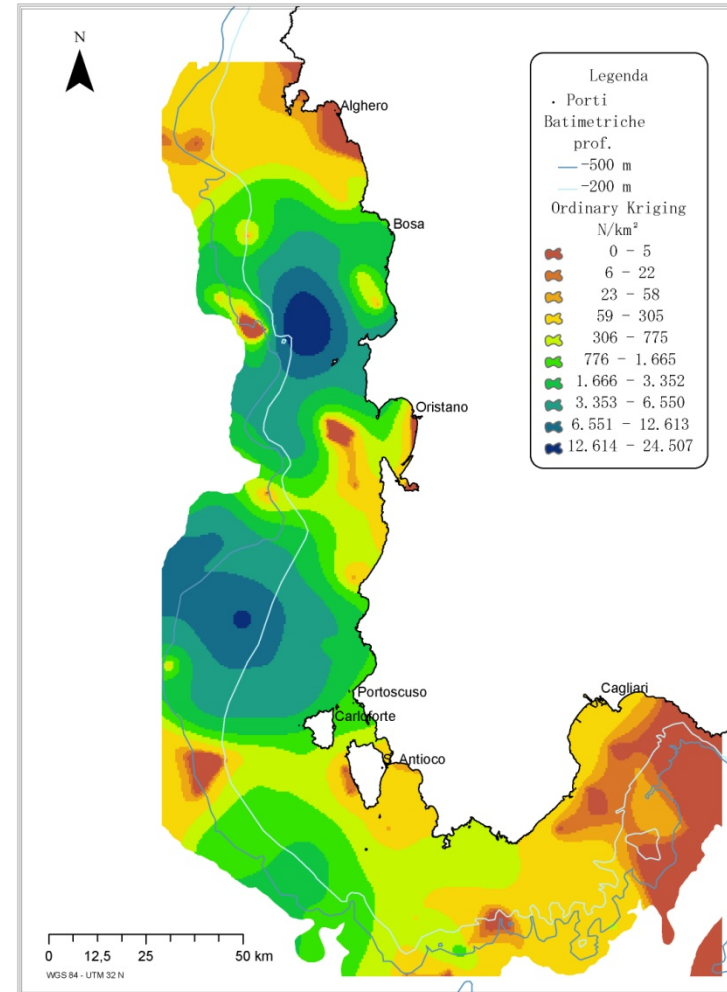
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 2002 - Costa 3



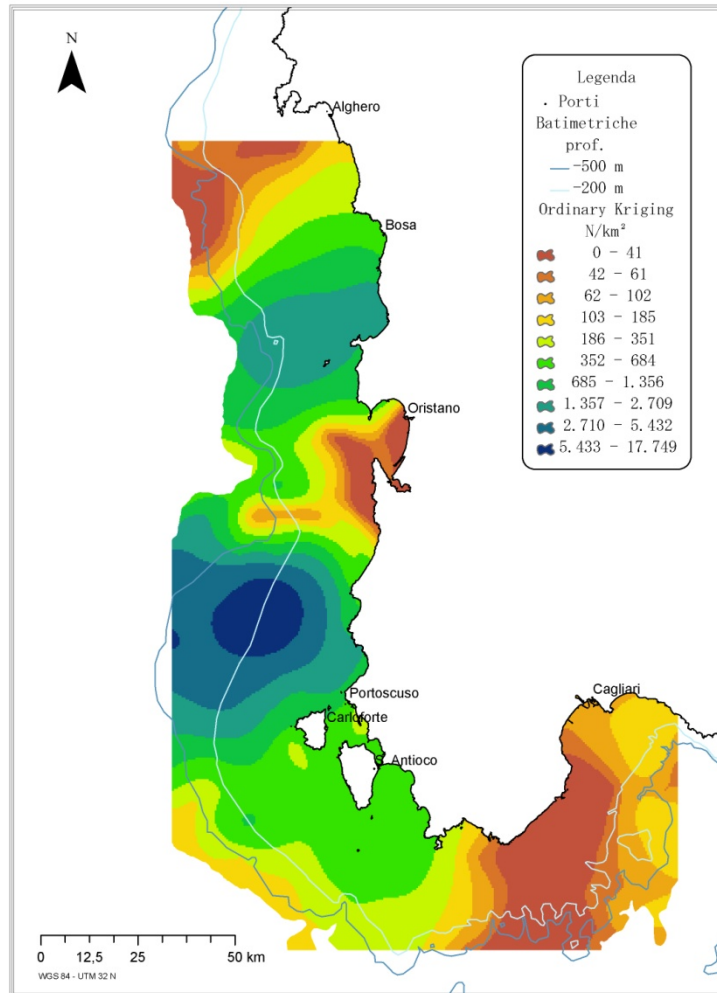
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 2003 - Costa 3



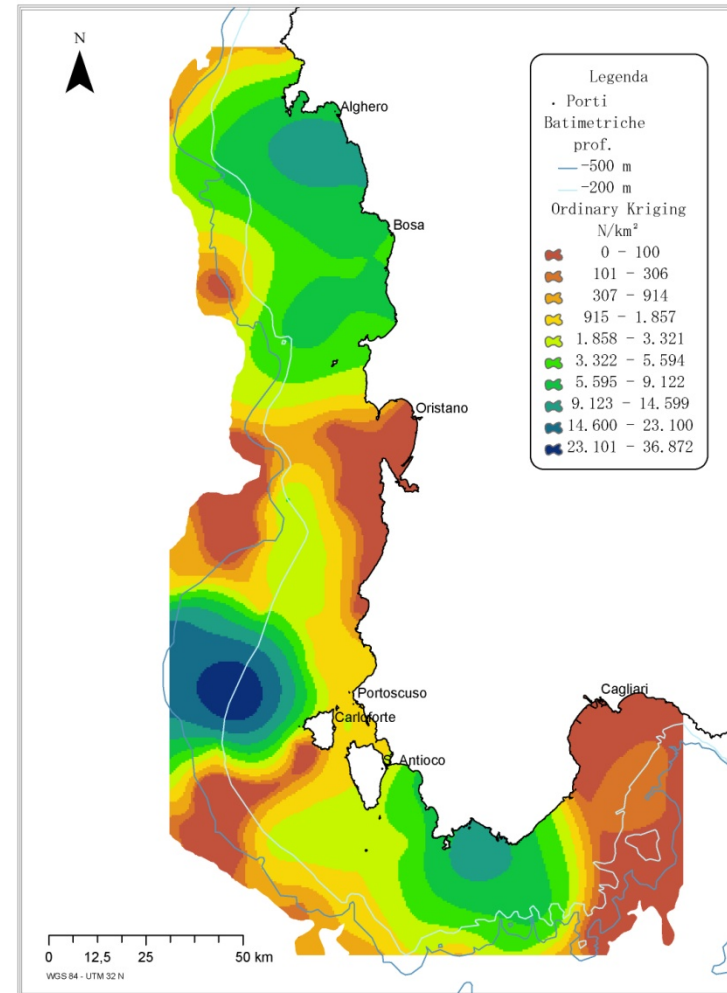
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

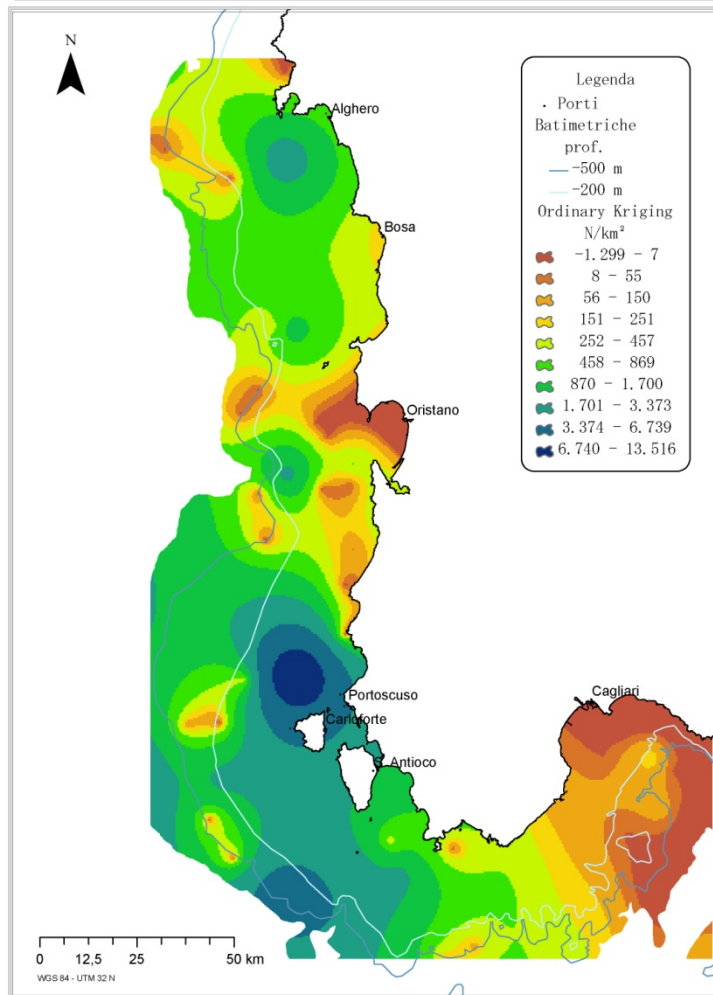
Giovanili - Ordinary Kriging

GRUND 2004 - Costa 3



UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia  
 *Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging  
GRUND 2005 - Costa 3



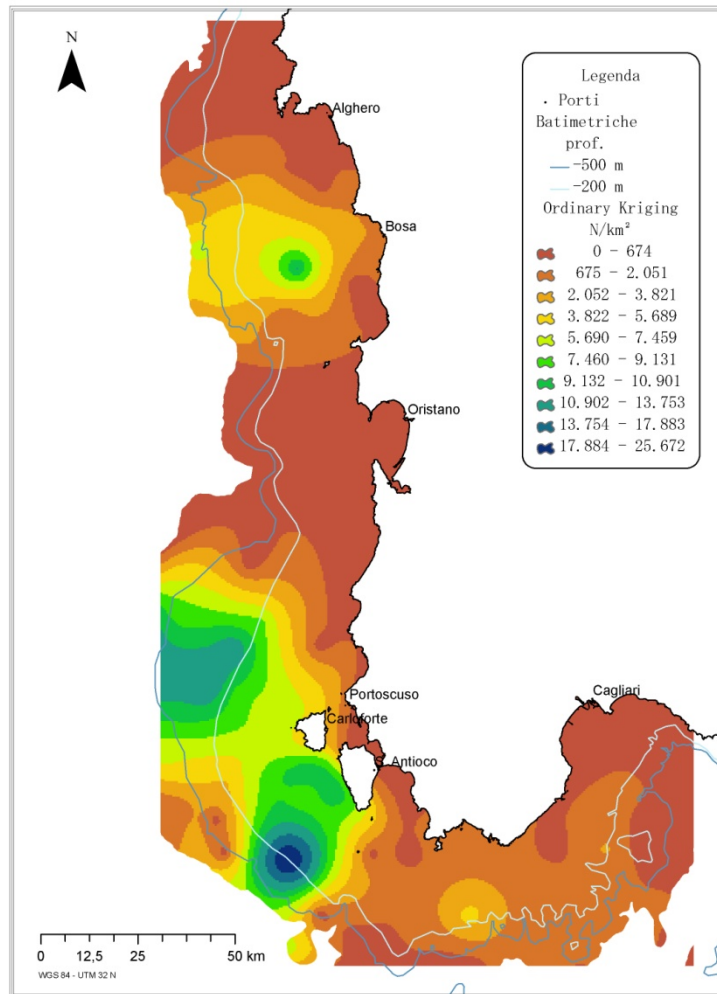
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 2006 - Costa 3



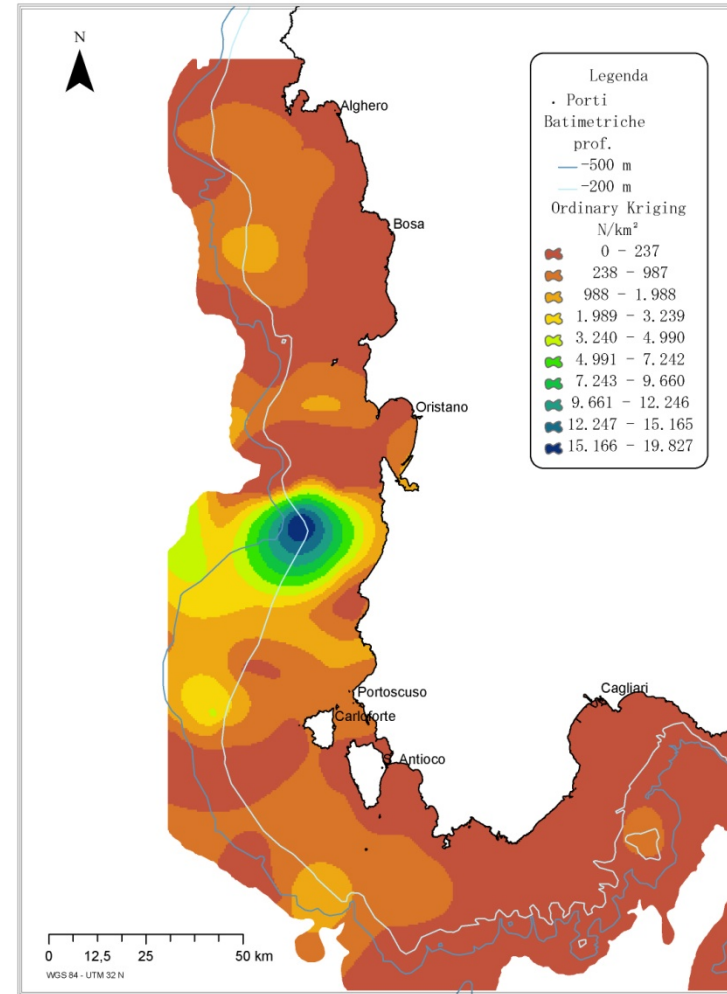
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 1994 - Costa 3





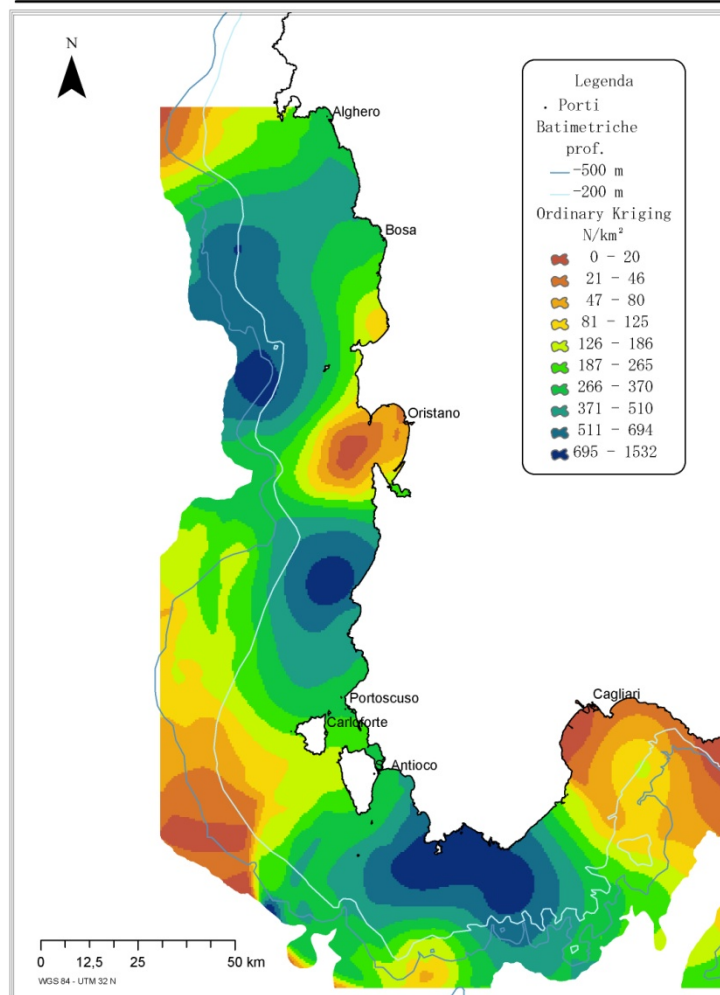
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 1995 - Costa 3



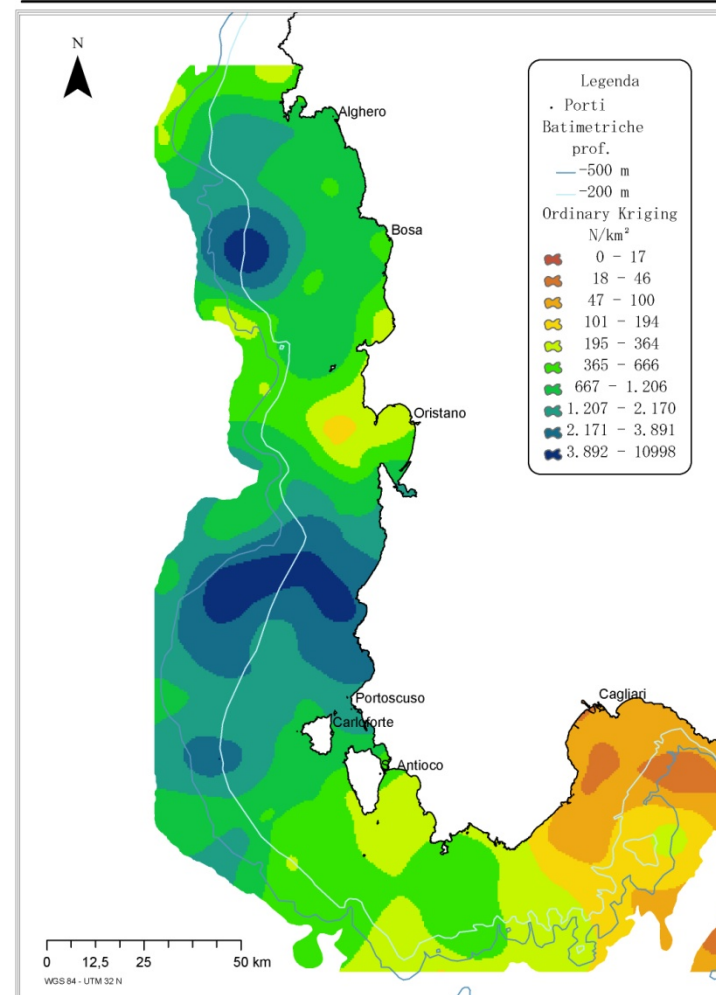
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 1996 - Costa 3



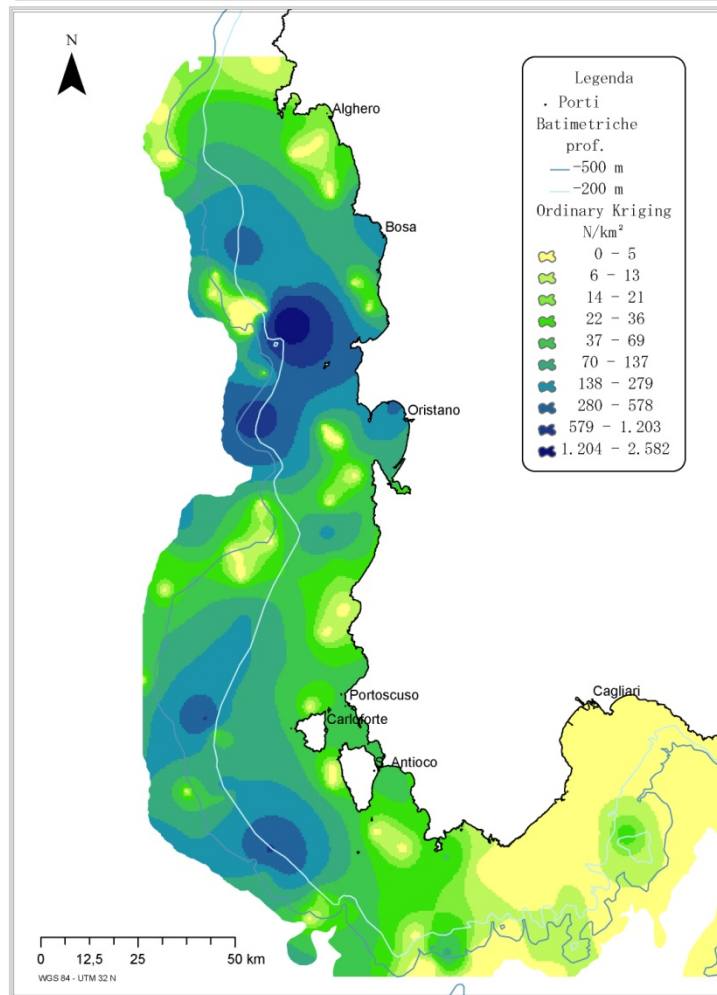
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 1997 - Costa 3



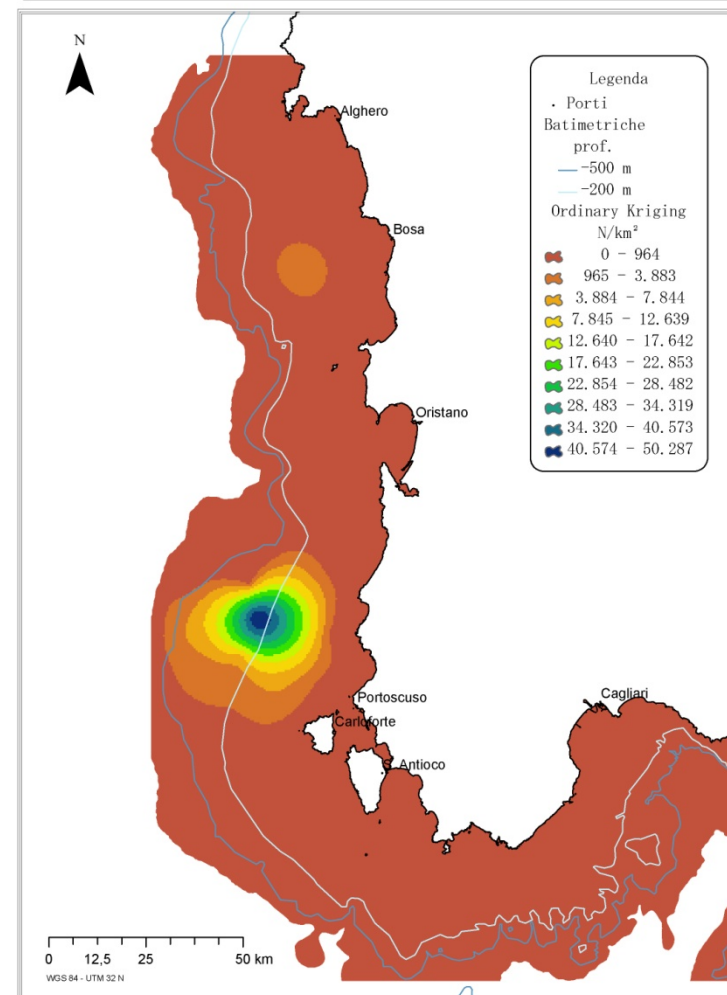
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 1998 - Costa 3



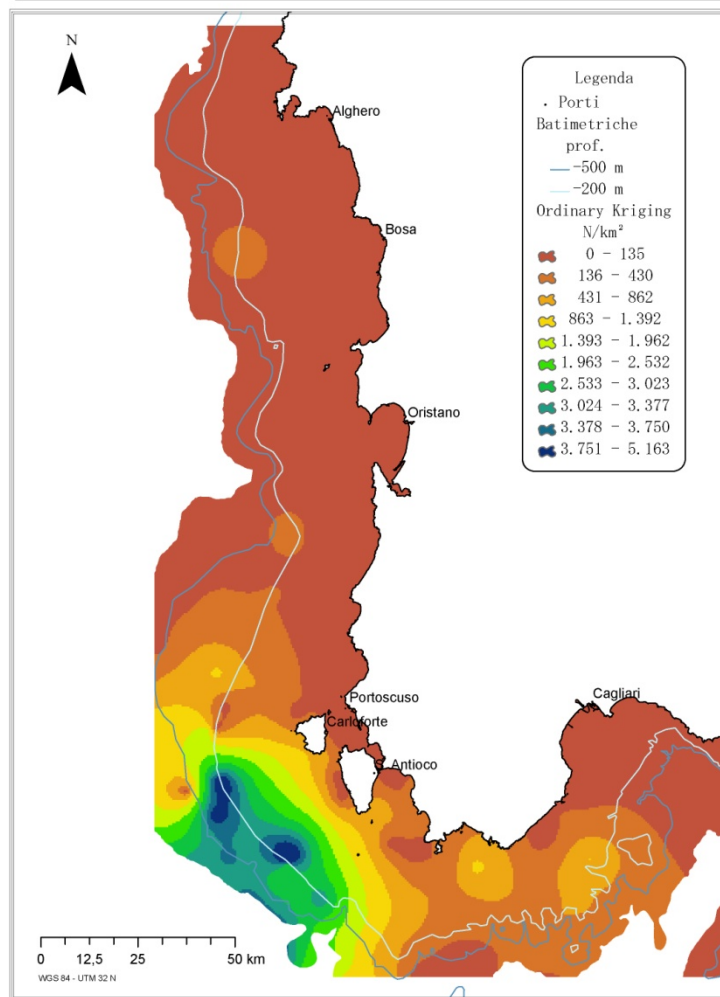
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 1999 - Costa 3



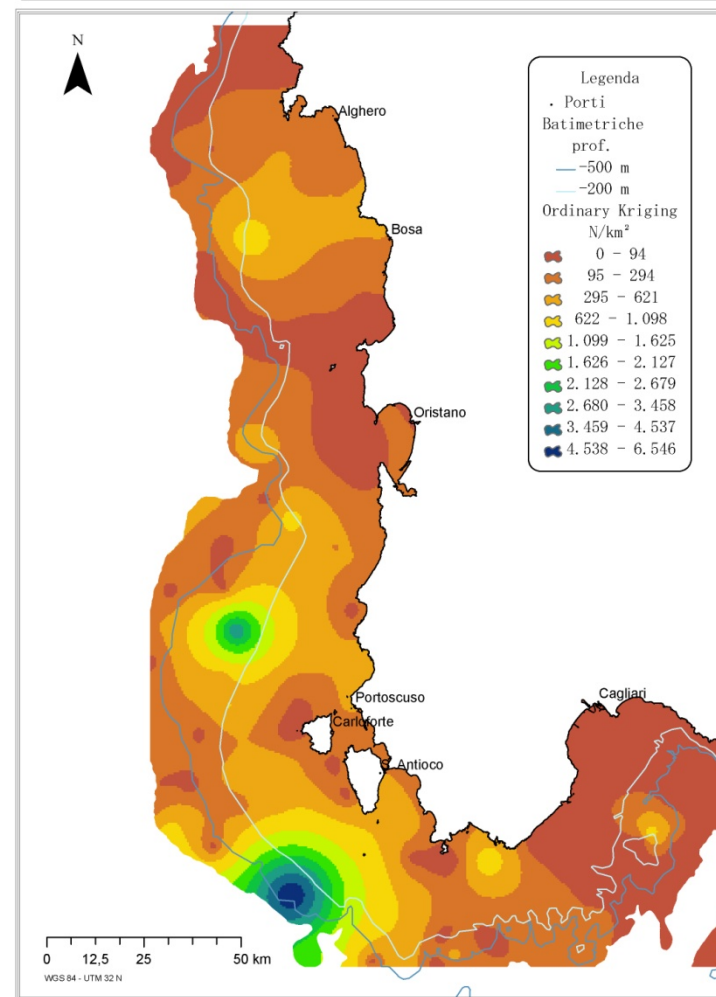
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 2000 - Costa 3





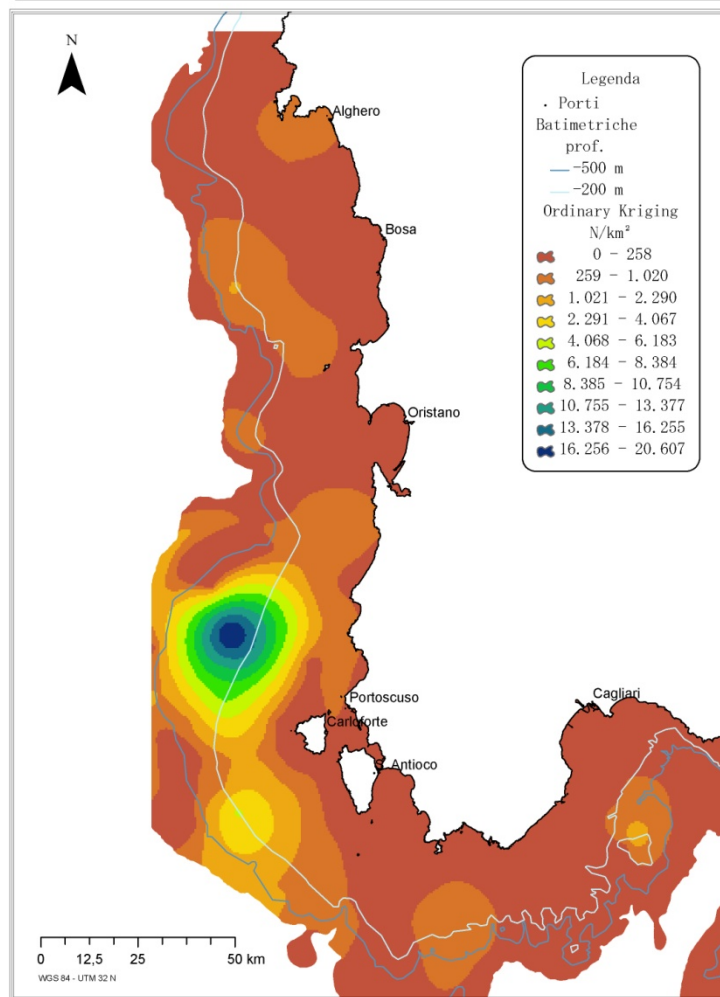
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 2001 - Costa 3



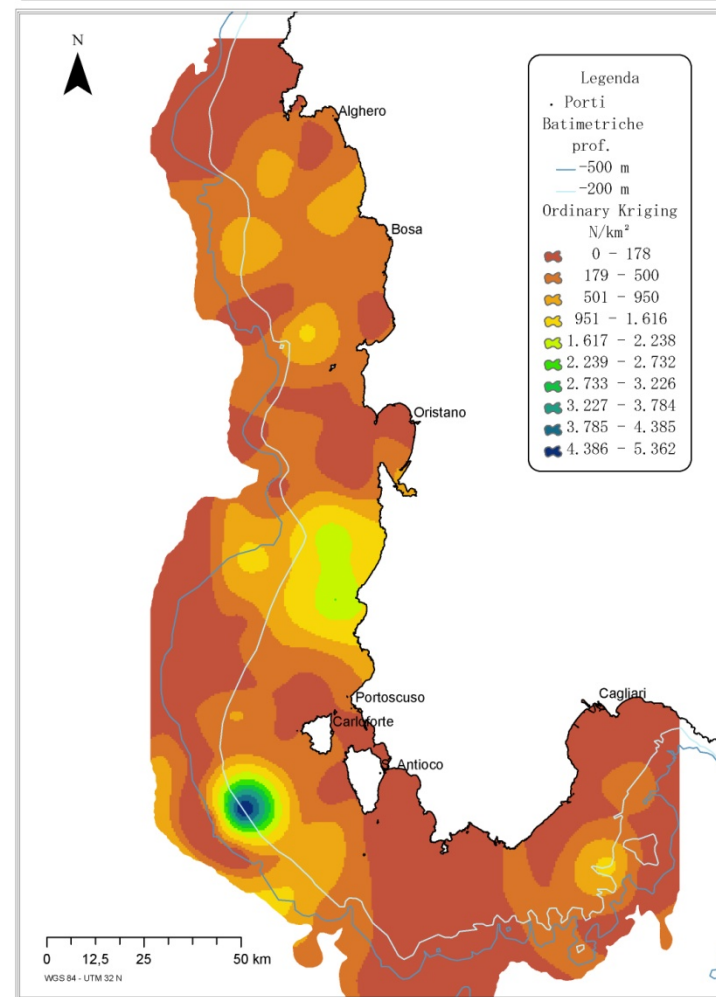
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 2003 - Costa 3



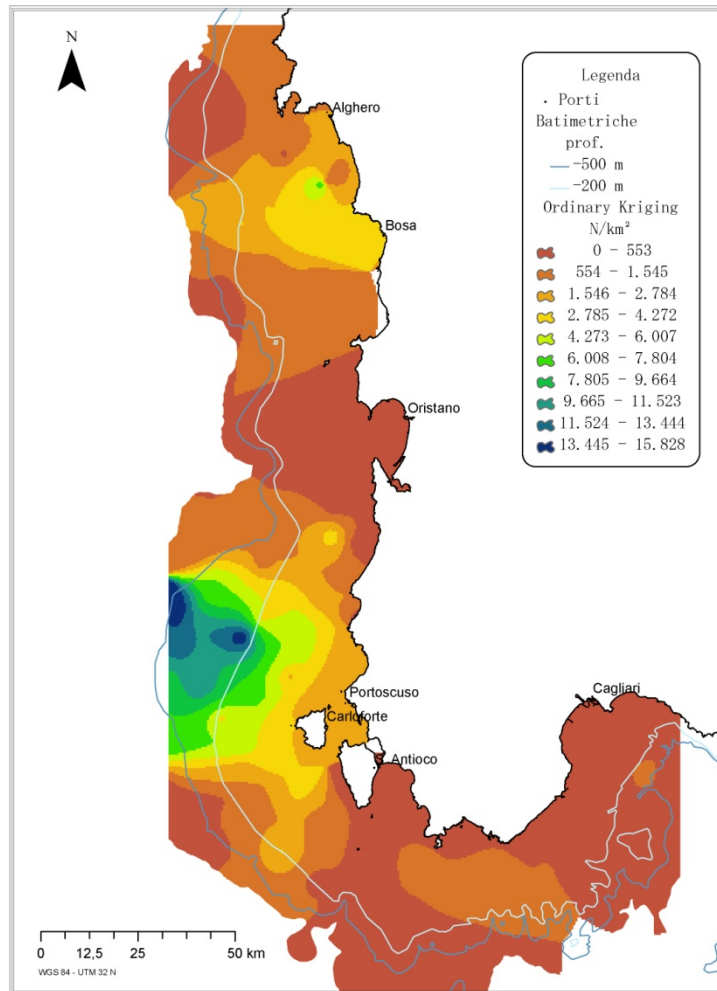
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 2004 - Costa 3



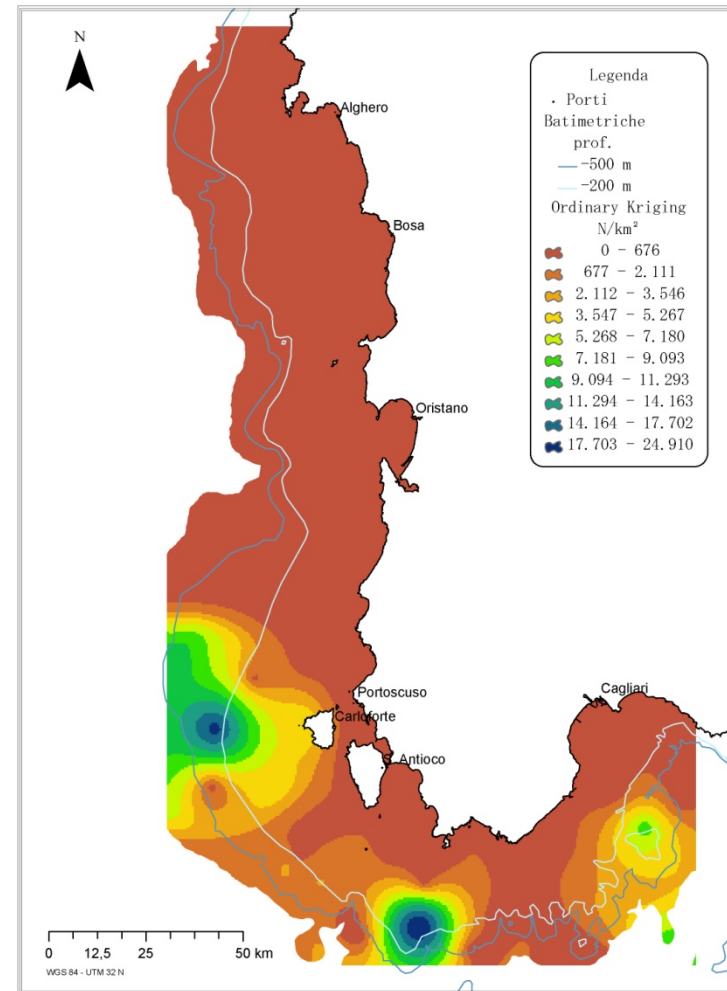
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Ordinary Kriging

MEDIT 2005 - Costa 3



# **ALLEGATO II – CARTOGRAFIA**

## **INDICATOR KRIGING**

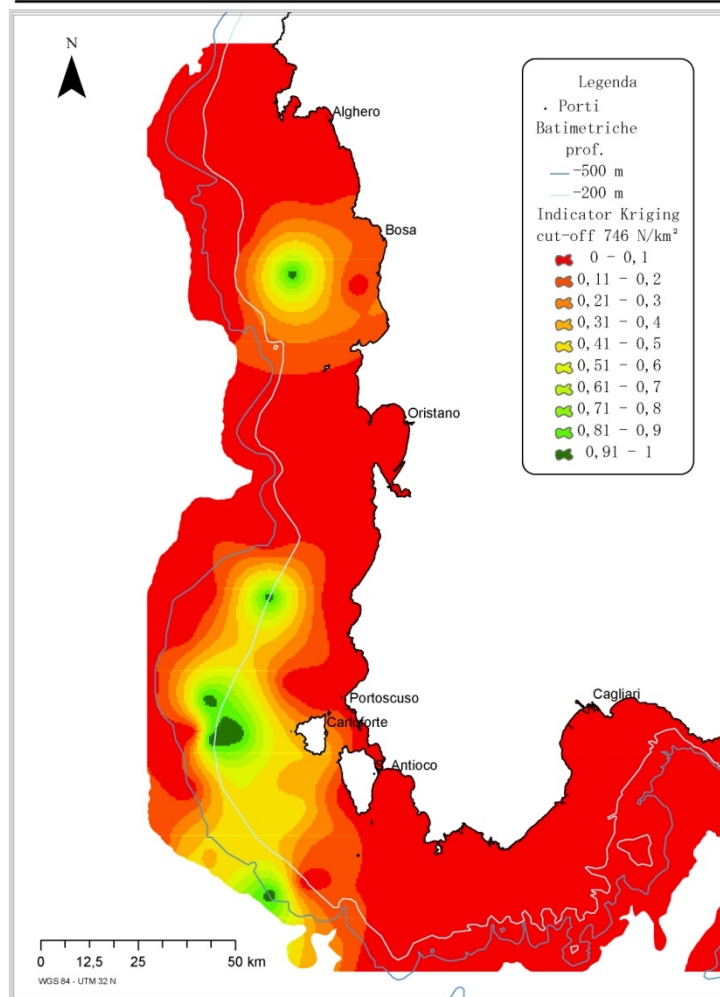
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 1994 - Costa 3



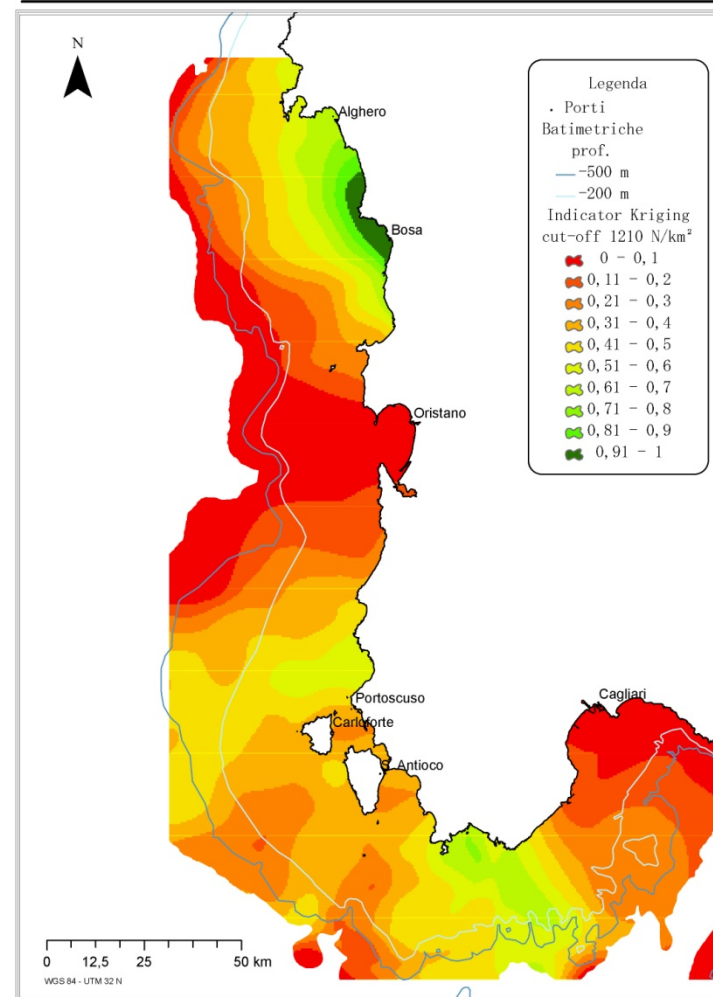
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 1995 - Costa 3



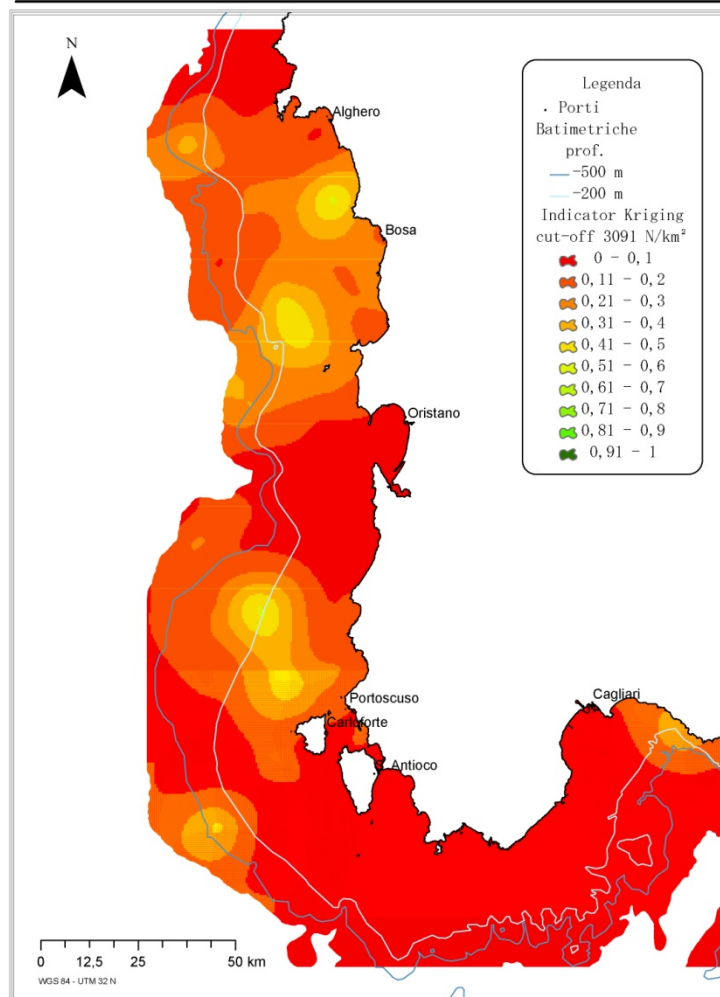
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 1996 - Costa 3



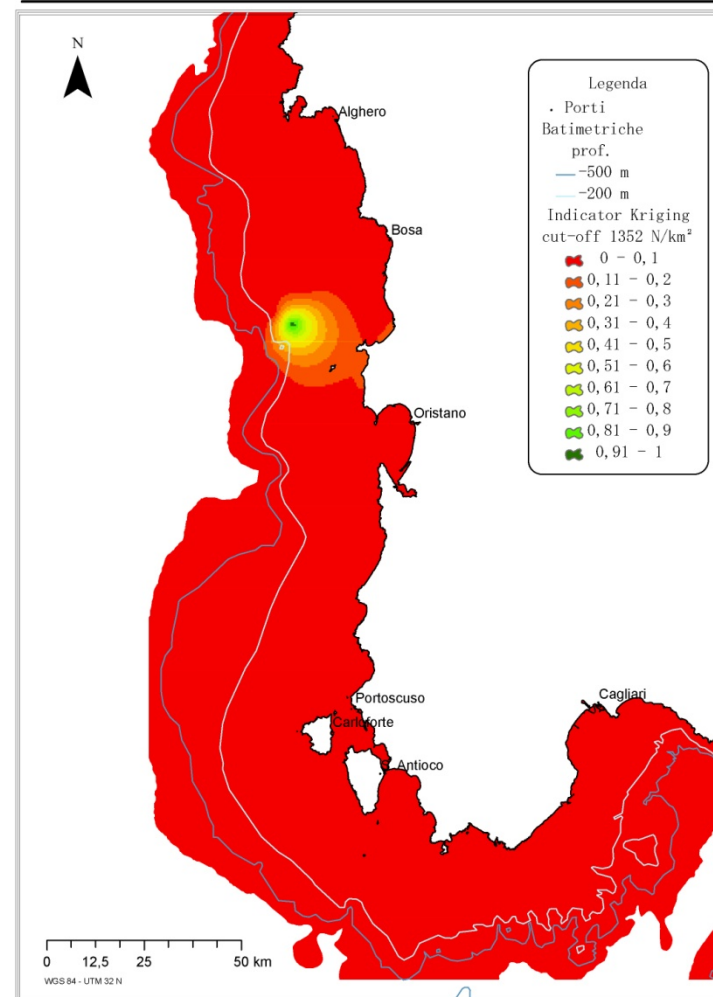
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 1997 - Costa 3



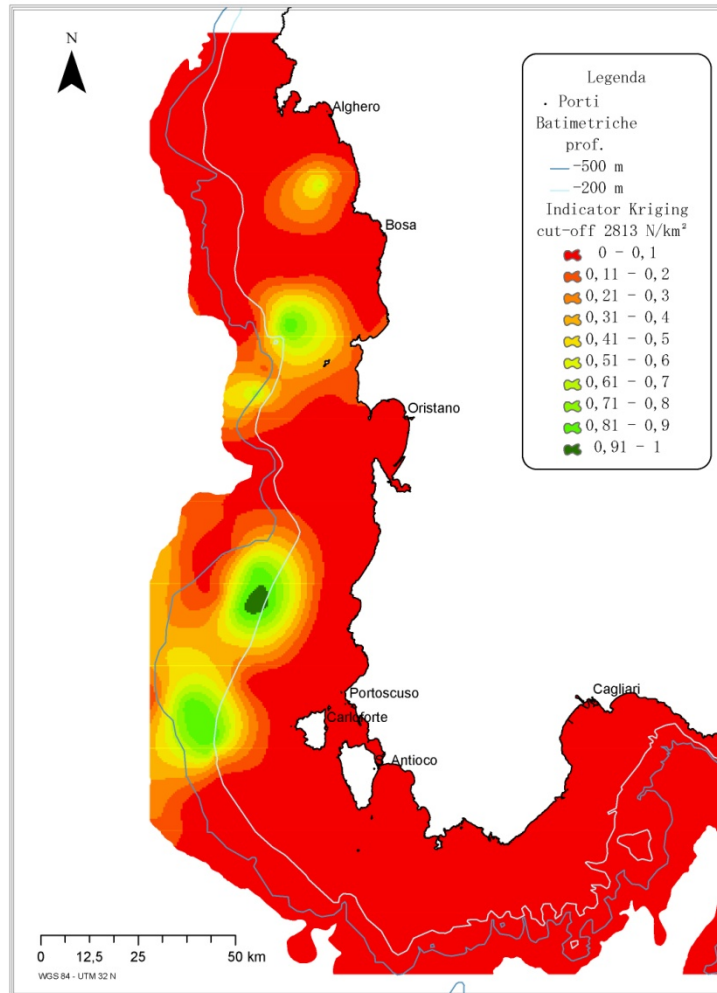
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 1998 - Costa 3



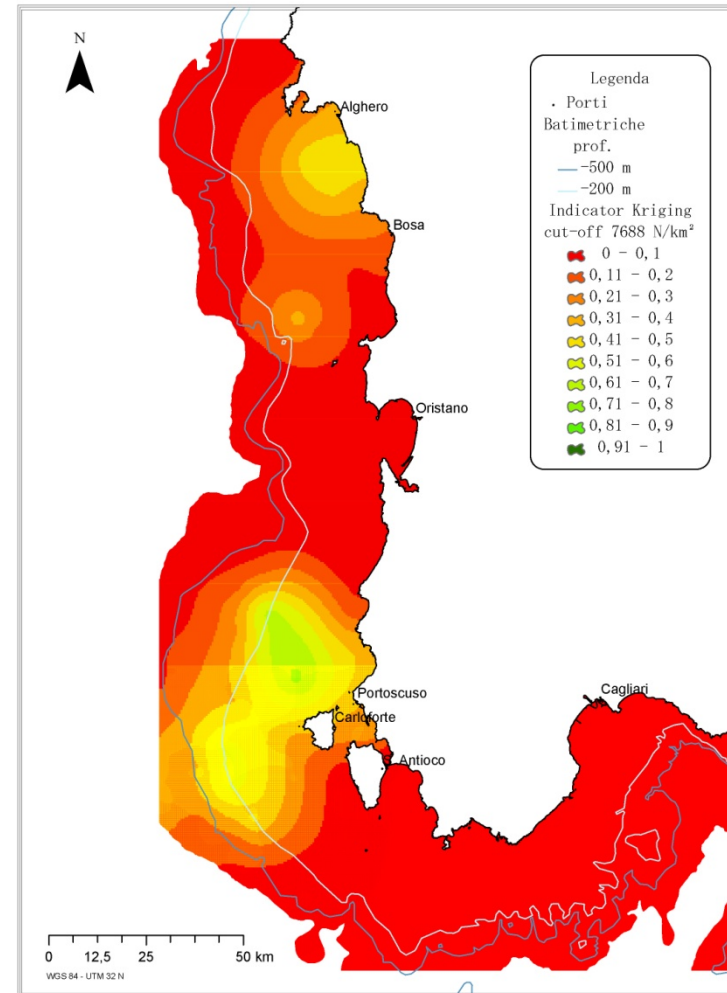
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 2000 - Costa 3





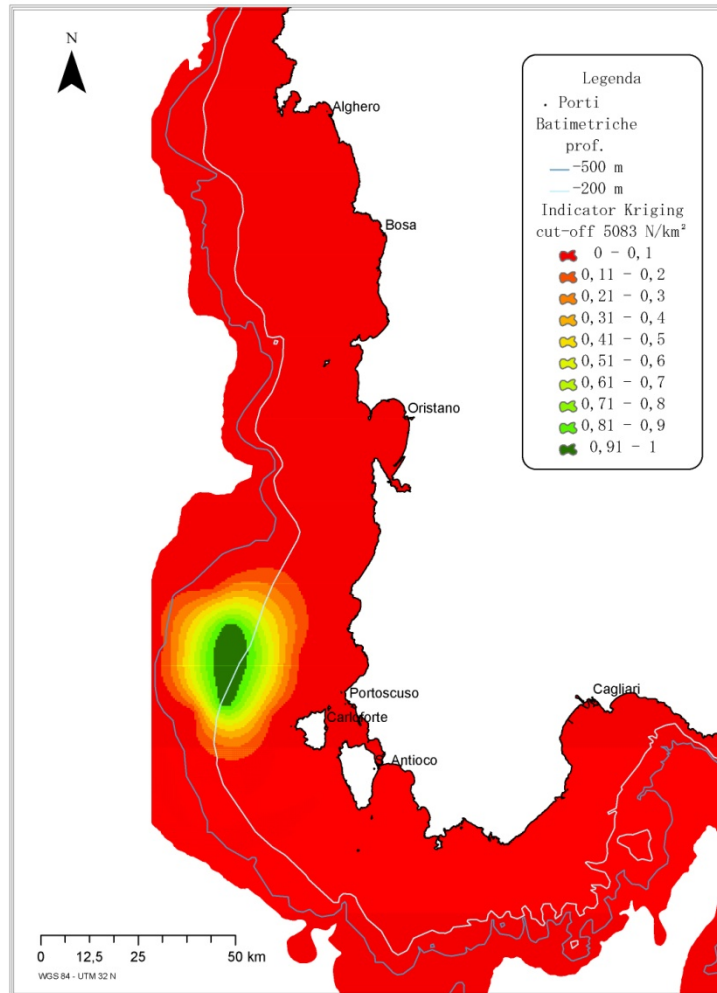
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 2001 - Costa 3



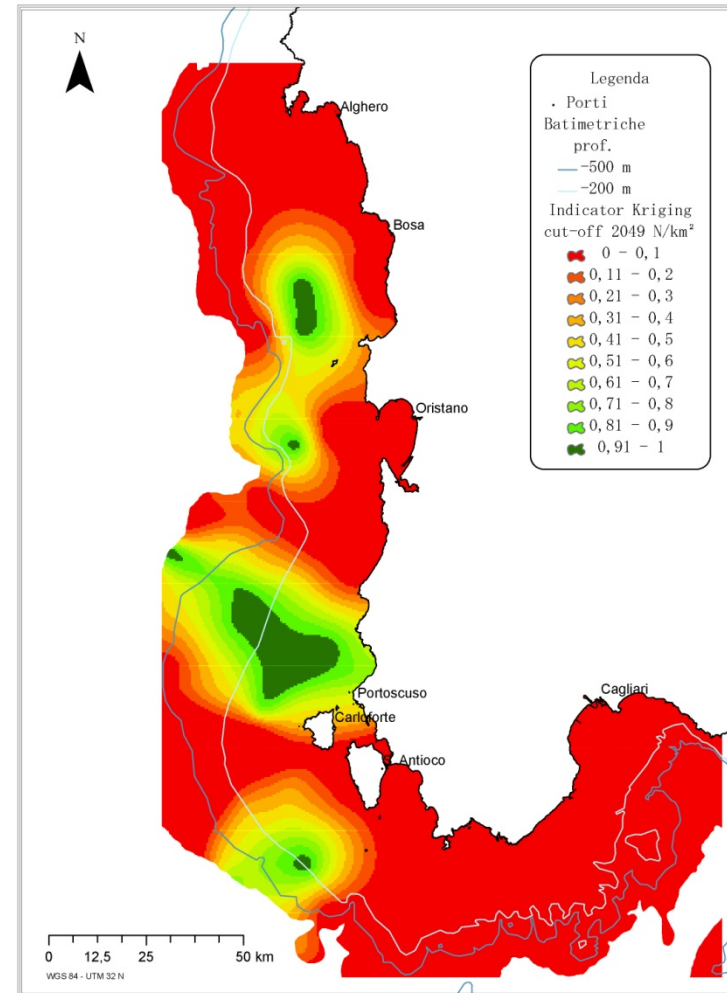
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 2002 - Costa 3



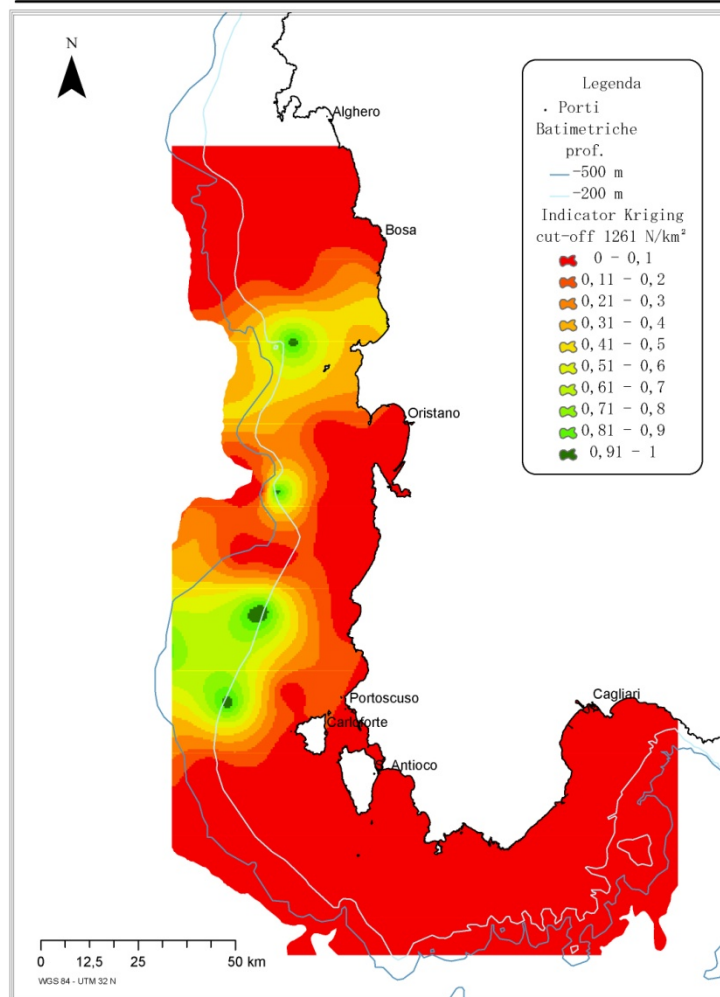
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

GRUND 2003 - Costa 3



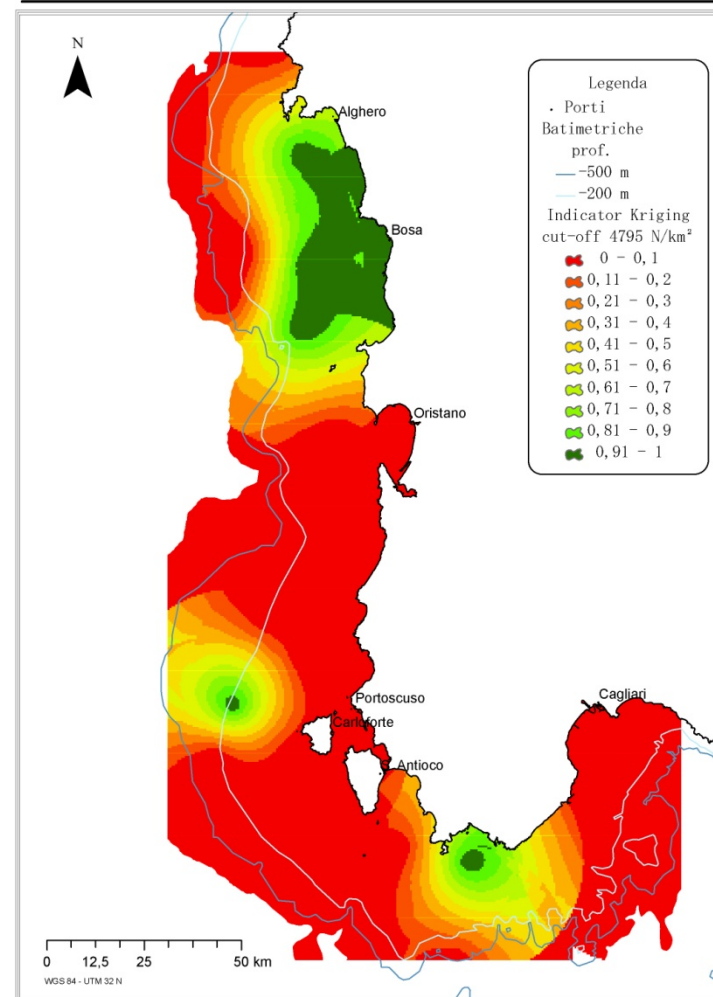
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

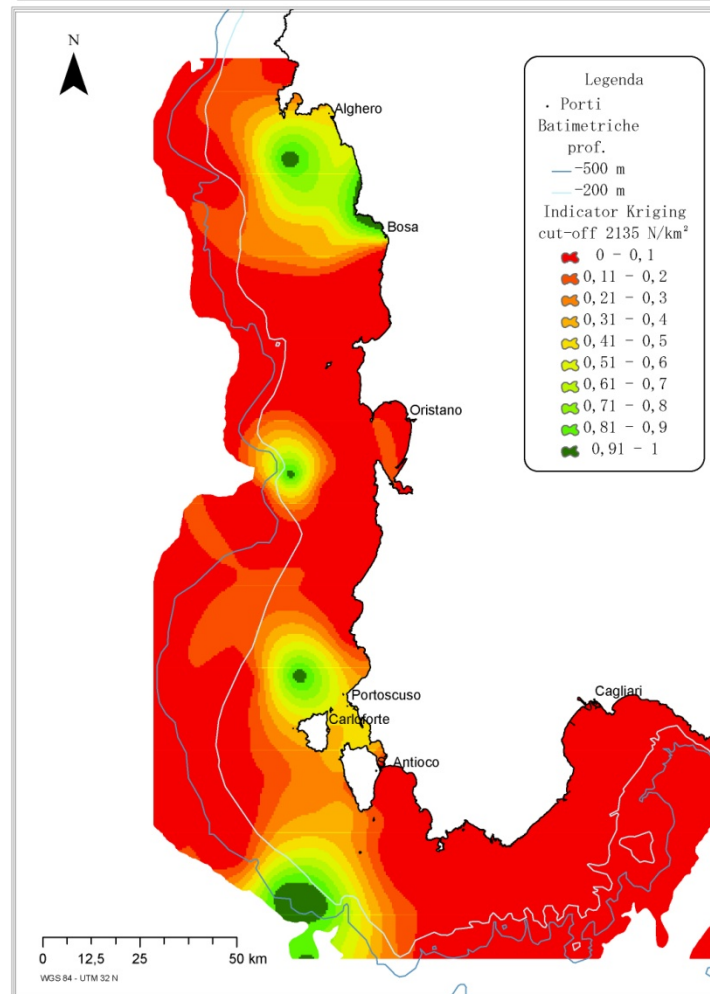
GRUND 2004 - Costa 3





UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia  
 *Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging  
GRUND 2005 - Costa 3



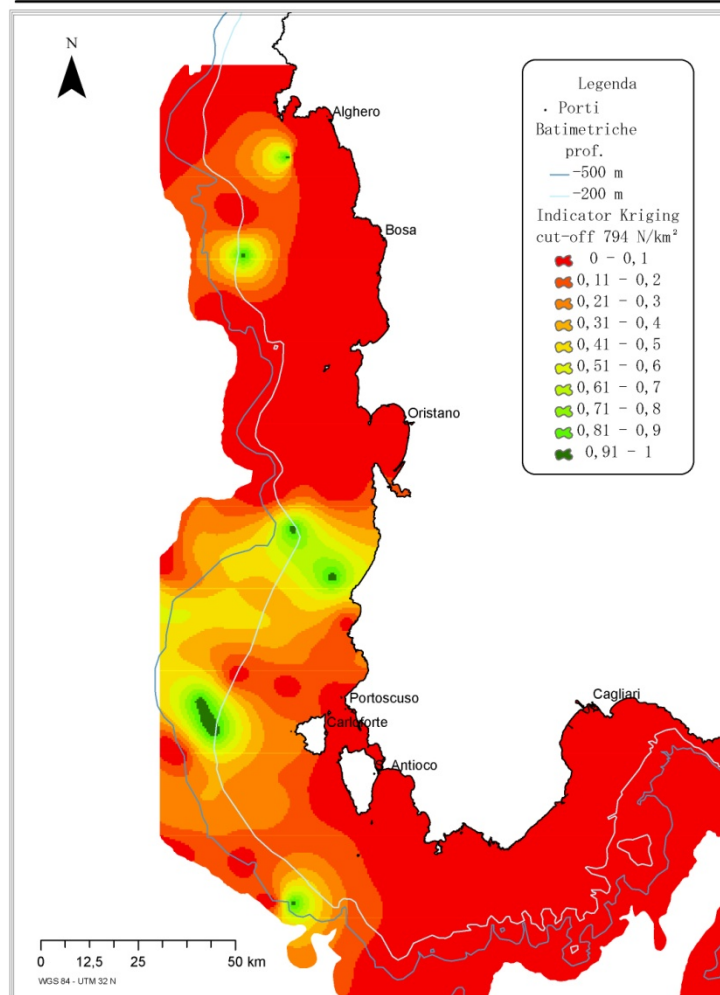
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 1994 - Costa 3



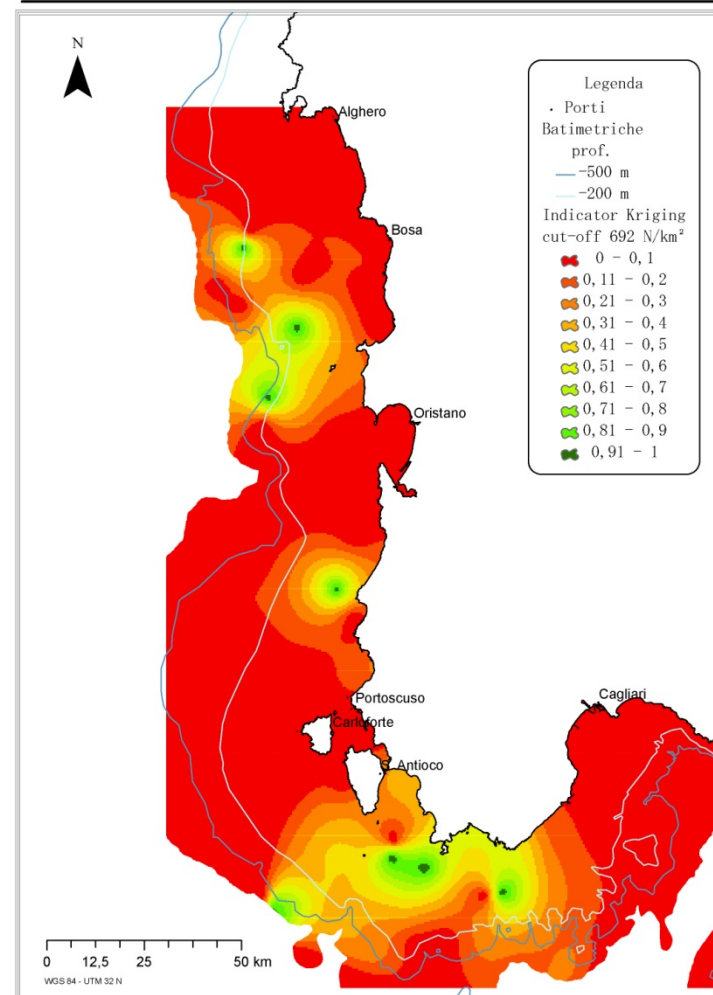
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 1995 - Costa 3



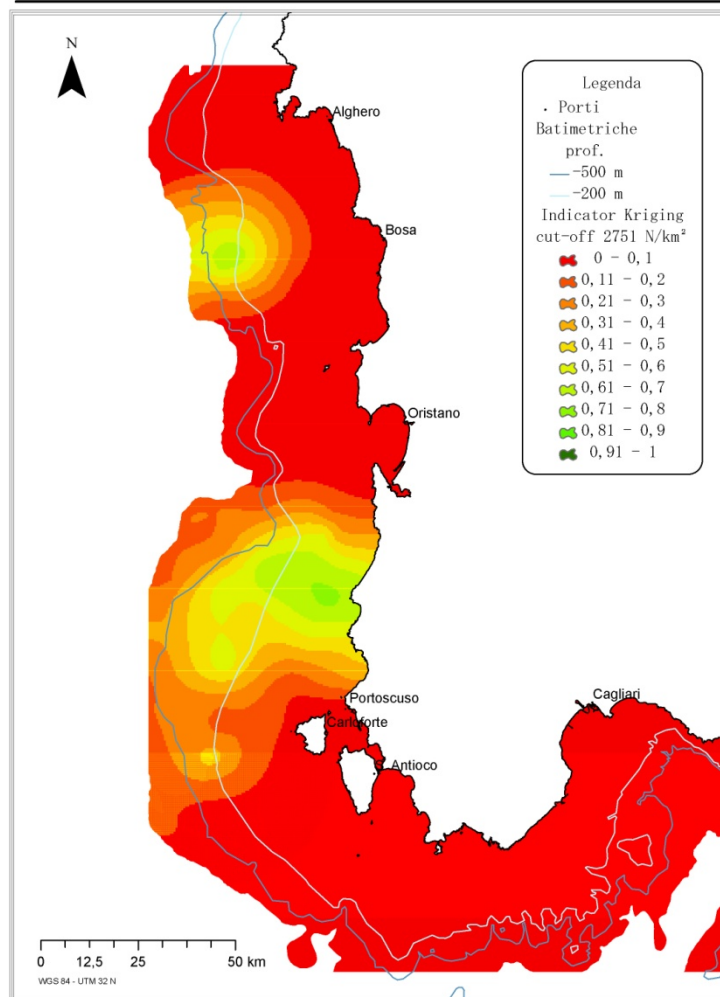
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 1996 - Costa 3



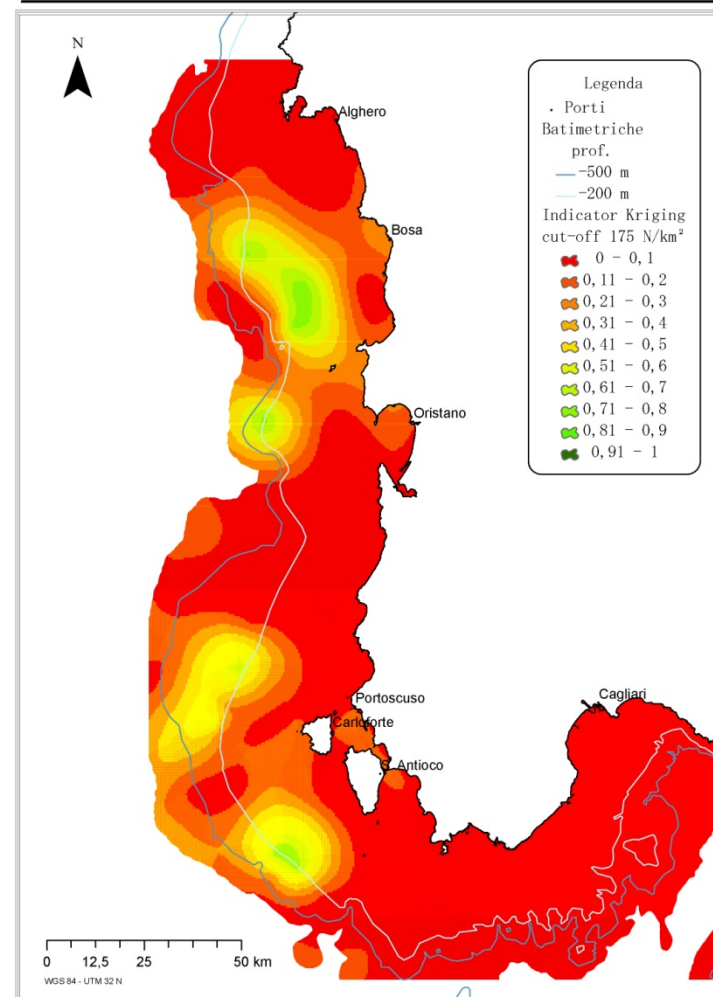
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 1997 - Costa 3



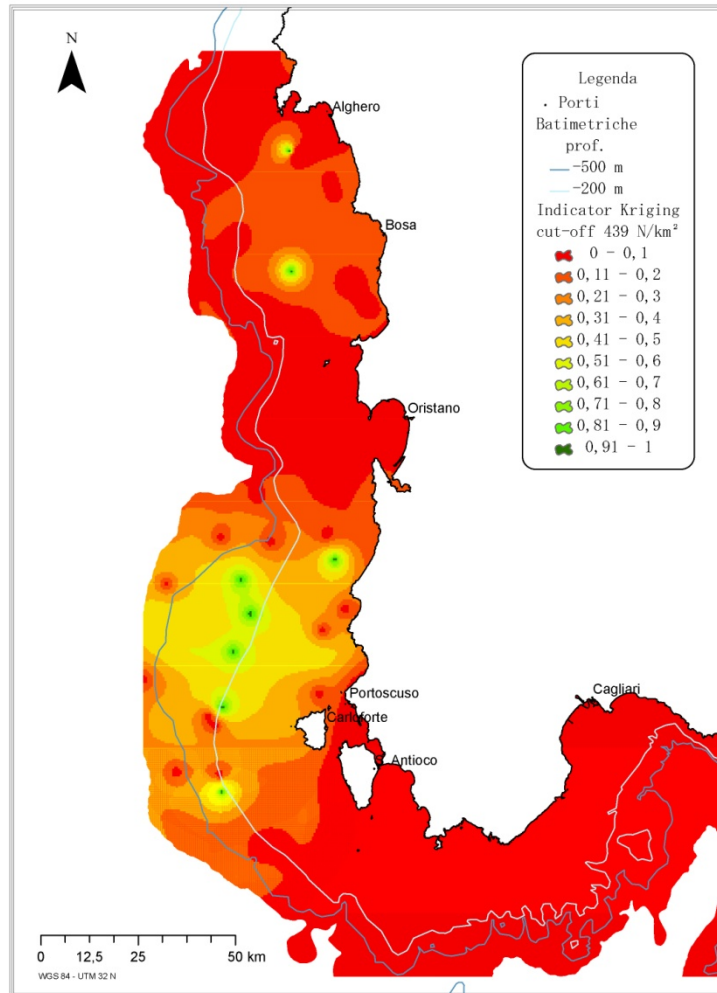
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia

Giovanili - Indicator Kriging



*Merluccius merluccius*

MEDIT 1998 - Costa 3



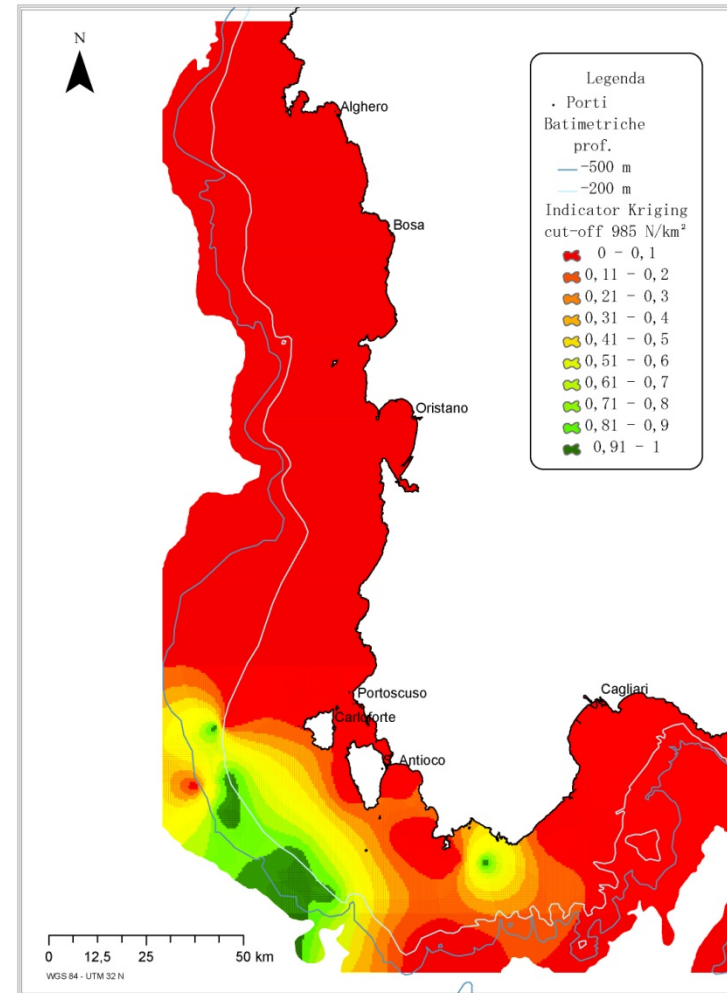
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia

Giovanili - Indicator Kriging



*Merluccius merluccius*

MEDIT 1999 - Costa 3



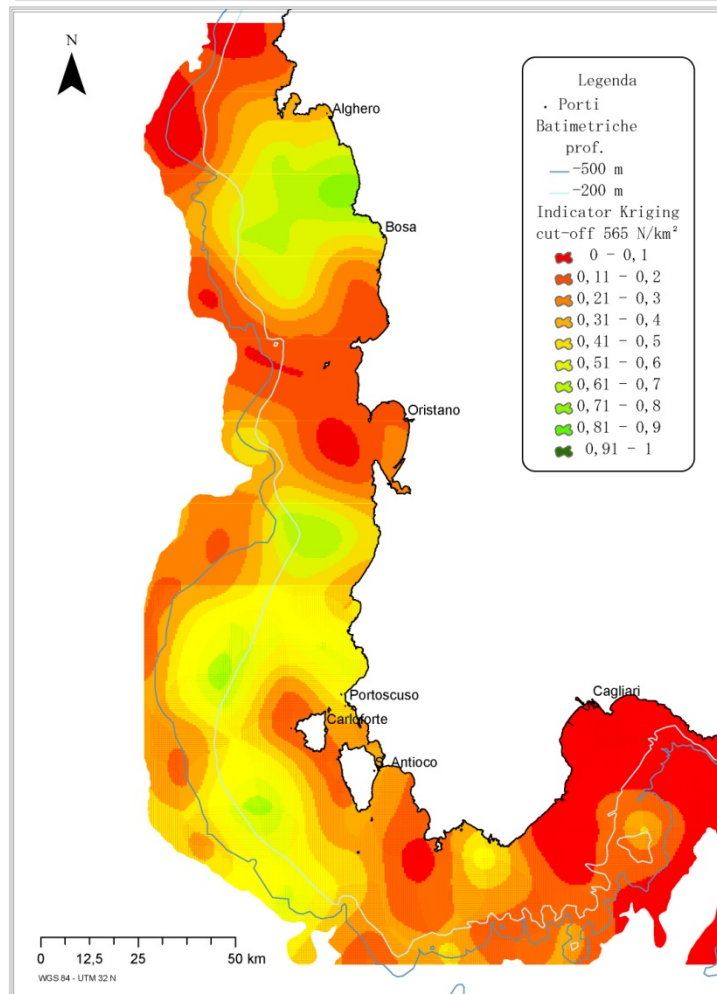
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 2000 - Costa 3



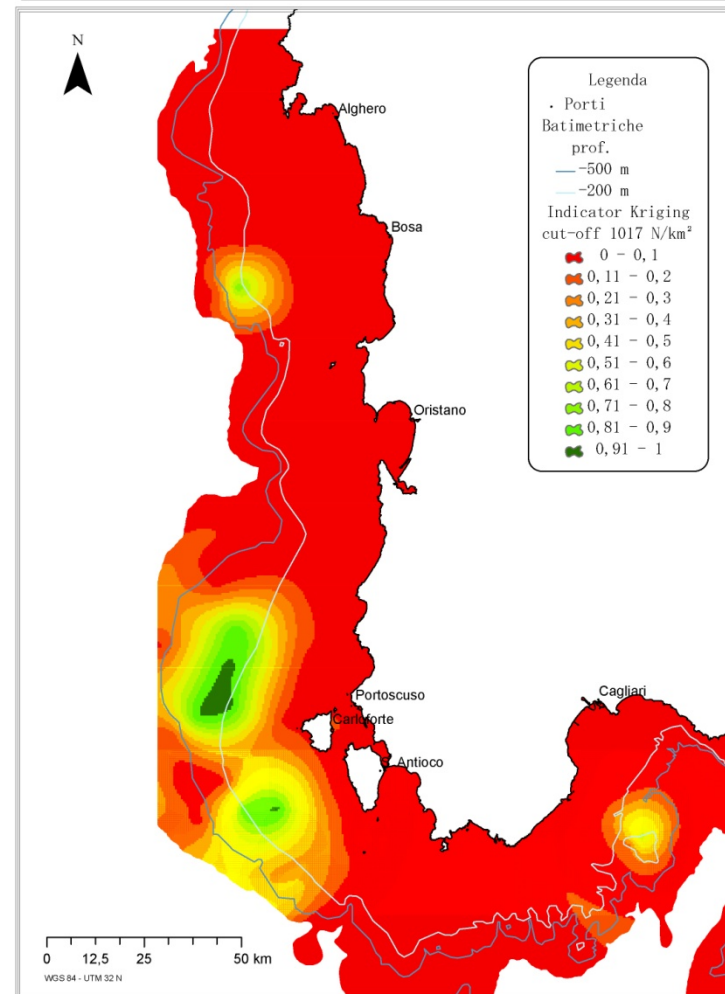
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 2001 - Costa 3





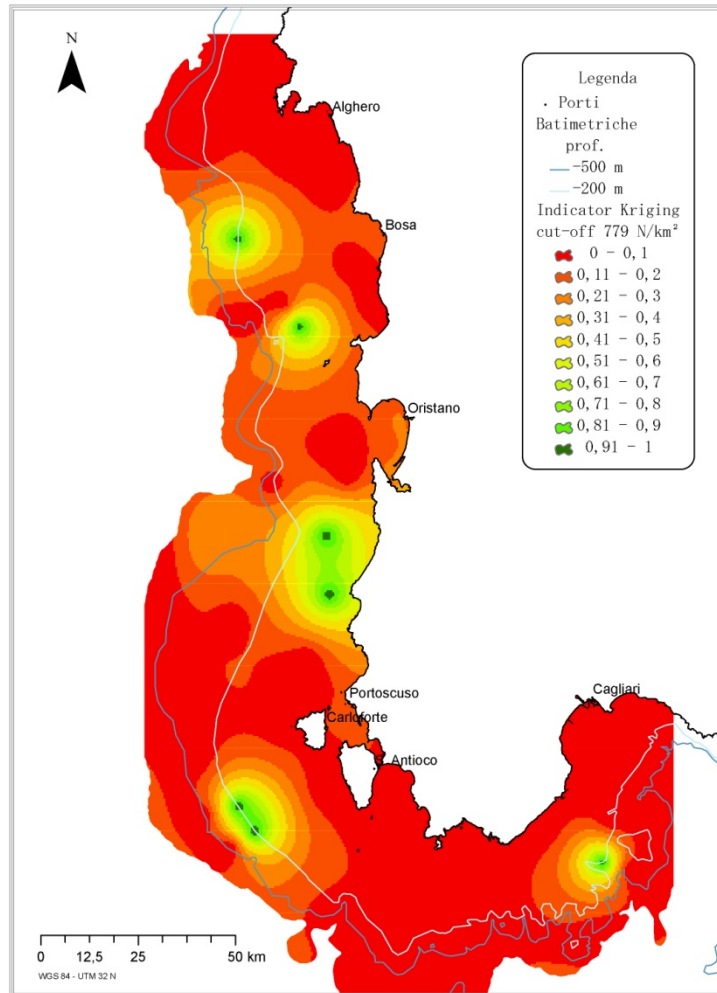
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 2003 - Costa 3



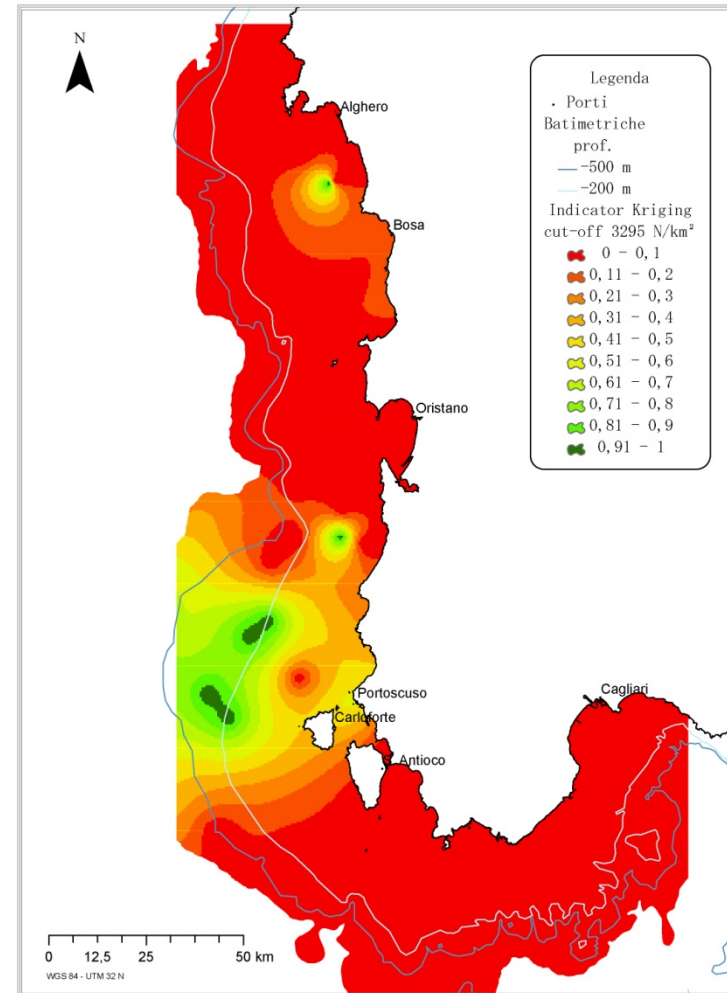
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 2004 - Costa 3



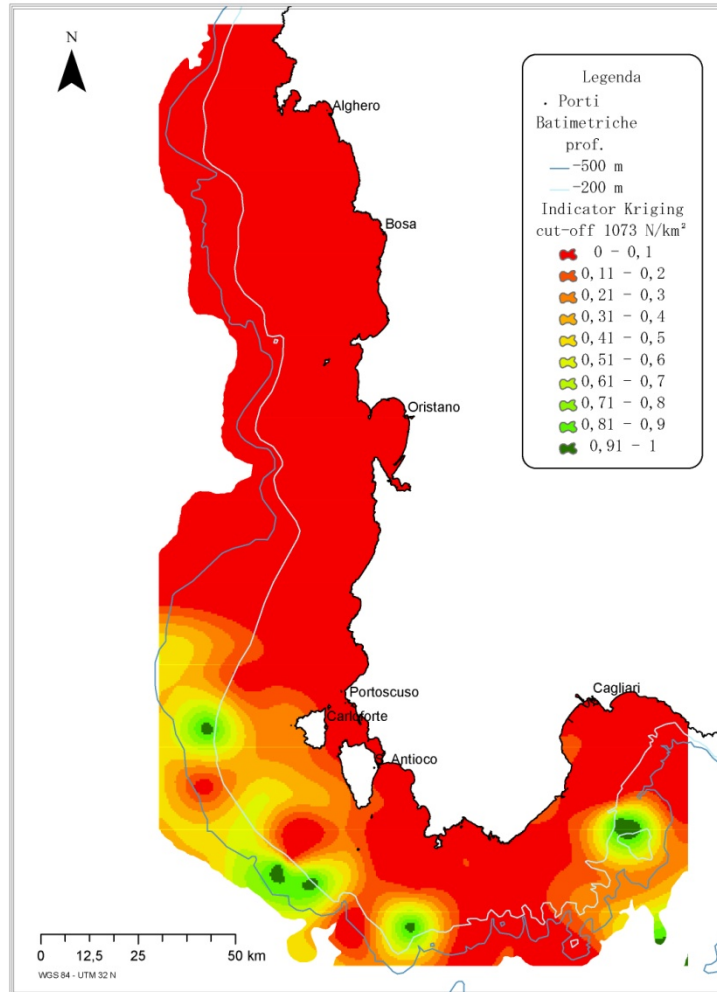
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 2005 - Costa 3



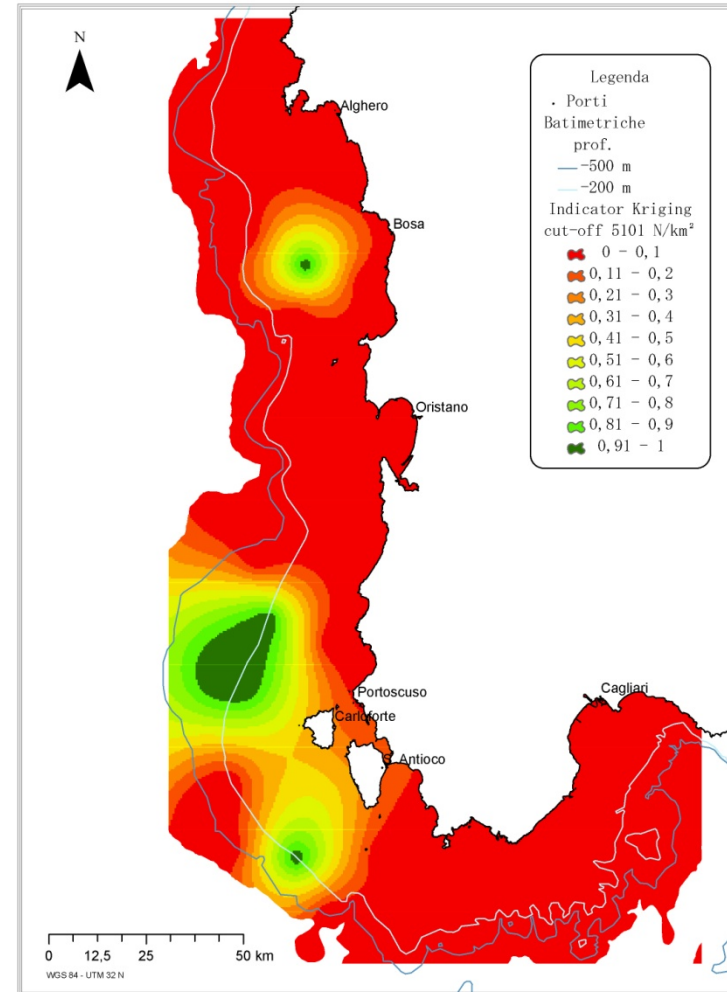
UNICA - Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia



*Merluccius merluccius*

Giovanili - Indicator Kriging

MEDIT 2006 - Costa 3



## RINGRAZIAMENTI

Voglio esprimere la mia più sincera gratitudine a tutti gli Amici, Collaboratori, Ricercatori, Professionisti, Professori e Istituzioni che hanno sostenuto, con il loro fondamentale contributo, la mia attività di ricerca durante questi tre anni. In particolare un mio ringraziamento speciale:

- al gruppo di ricerca del Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università degli Studi di Cagliari ed in particolare al Direttore Prof.ssa A. M. Deiana, al Prof. Angelo Cau e al Dott. Matteo Murenu per il loro prezioso sostegno
- alla Regione Sardegna – Assessorato alla Difesa dell'Ambiente – Servizio pesca acquacoltura e stagni per aver gentilmente concesso i dati relativi alla flotta della marineria isolana
- al Centro di Geotecnologie dell'Università degli Studi di Siena e al centro Geovariances di Avon Cedex – Fontainebleau (France) per l'ospitalità, la professionalità e la formazione geostatistica
- all'E.R.A. Informatica, partner di ESRI Italia in Sardegna, per l'assistenza nell'acquisizione delle licenze *software*
- all'Istituto Idrografico della Marina per l'importante collaborazione e per avere fornito i dati batimetrici utili alla ricostruzione del modello tridimensionale del Golfo di Cagliari
- alla Direzione Generale Pesca Marittima e Acquacoltura del Ministero Politiche Agricole Alimentari e Forestali per aver appoggiato le finalità della mia ricerca ed per avere concesso i dati VMS relativi alla marineria italiana
- all'Ufficio pesca della Capitaneria di Porto di Cagliari
- e infine all'Unità Organizzativa della Cartografia Regionale del Servizio Informativo e Cartografico Regionale, Assessorato EE.LL. Finanze, Urbanistica, Regione Sardegna per la disponibilità dimostrata nel fornire informazioni sulla cartografia di base.