

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA IN
ECONOMIA E POLITICA AGRARIA ED ALIMENTARE

Ciclo XXIII

Settore scientifico-disciplinare di afferenza: AGR/01

**Modellizzazione bioeconomica per la gestione dei piccoli
pelagici nel Mar Adriatico**

Presentata da: Luca Mulazzani

Coordinatore Dottorato:

Prof. Vittorio Gallerani

Relatore:

Prof. Giulio Malorgio

Esame finale anno 2011

Ringraziamenti

Ringrazio il Prof. Giulio Malorgio per avermi dato l'opportunità di scoprire il mondo dell'economia della pesca, così strano e variegato; i ricercatori del CNR-ISMAR di Ancona, Iole Leonori, Nando Cingolani e Alberto Santojanni per la gentile collaborazione e i suggerimenti ricevuti; il personale del DEIAGRA, in particolare Luca Camanzi e Giorgio Zagnoli; i miei compagni di dottorato, in particolare Giuseppe D'Alessandro e Daniel El Chami con i quali ho trascorso tutti gli anni del dottorato.

Ringrazio i miei genitori per la pazienza e l'appoggio che mi hanno dato, e soprattutto Rosa per questi tre anni vissuti intensamente a Bologna così pieni di problemi e speranze.

INDICE

INTRODUZIONE	9
1. ECONOMIA E GESTIONE DELLA PESCA	13
1.1 L'economia delle risorse naturali	13
1.1.1 Accenni sulla genesi ed evoluzione dell'economia delle risorse naturali e dell'ambiente	13
1.1.2 Alcuni approcci dell'economia delle risorse naturali	15
1.1.3 Risorse rinnovabili	19
1.2 Modellistica tradizionale delle risorse ittiche	21
1.2.1 Modelli teorici di base	21
1.2.2 L'introduzione del tasso di sconto	27
1.2.3 Prezzi variabili	27
1.2.4 Critiche al modello di Gordon-Schaefer e modelli alternativi	29
1.3 La gestione delle risorse ittiche	30
2. IL CONTESTO BIOLOGICO, SOCIO-ECONOMICO, ISTITUZIONALE	37
2.1 Le caratteristiche ecologiche del Mar Adriatico	37
2.2 La pesca dei piccoli pelagici in Adriatico	39
2.3 Stato ed evoluzione della flotta pelagica	41
2.3.1 La flotta pelagica in Italia	41
2.3.2 La flotta pelagica in Slovenia e Croazia	44
2.4 Evoluzione delle catture di acciughe e sardine	45
2.4.1 Considerazione sulla fluttuazione delle catture e degli stock	48
2.5 Gestione della pesca nel Mar Adriatico	52
2.5.1 La legislazione in Unione Europea ed Italia	52

2.5.2 La legislazione in Croazia	55
2.6 Il mercato di acciughe e sardine	55
3. MODELLI BIOECONOMICI PER LA PESCA: TEORIA E APPLICAZIONI	59
3.1 Il Modello Gordon-Schaefer	60
3.1.1 La dinamica del modello	66
3.1.2 La stima dei coefficienti per il modello Gordon-Schaefer	68
3.2 La critica economica al concetto di sforzo	71
3.2.1 Il modello Taylor-Prochaska	76
3.3 Applicazioni bioeconomiche per il Mar Adriatico	78
3.3.1 Funzioni di produzione di breve periodo	78
3.3.2 Modelli bioeconomici di lungo periodo	81
3.4 Modelli stocastici	83
3.5 Pesca multispecifica e interazioni ecologiche	85
3.6 I modelli di domanda	87
3.6.1 I modelli di domanda e la teoria del consumatore	87
3.6.2 La causalità e i modelli di domanda inversa	89
3.6.3 L'estensione del mercato	92
4. METODOLOGIA	97
4.1 Stima della funzione di crescita	98
4.1.1 Dati per la funzione di crescita	100
4.2 Stima della funzione di produzione	101
4.3 Stima contemporanea delle funzioni di crescita e produzione	104
4.3.1 Dati utilizzati per il modello	107
4.4 Stima della funzione di domanda	108
4.5 Costruzione del modello dinamico	111
4.5.1 Base di partenza del sistema	111
4.5.2 Ipotesi sulla flotta croata	113
4.5.3 La dinamica del modello	114

4.5.4 Alcune specificazioni su un sistema con due specie e due flotte	116
4.5.4.1 <i>Il duopolio e l'equilibrio di Nash</i>	118
4.5.4.2 <i>Soluzioni cooperative</i>	119
4.5.5 La funzione di offerta	120
5. RISULTATI I: STIMA EMPIRICA DEI PARAMETRI	123
5.1 Stima della funzione di crescita	123
5.2 Stima della funzione di produzione	125
5.3 Stima contemporanea delle funzioni di crescita e produzione	127
5.3.1 Acciughe	129
5.3.2 Sardine	133
5.4 Stima della funzione di domanda	136
6. RISULTATI II: SIMULAZIONI E DISCUSSIONE	141
6.1 I modelli dinamici	141
6.2 Base di partenza del sistema	143
6.2.1 Sforzo di pesca e conto economico della flotta italiana	144
6.2.2 Sforzo di pesca e conto economico della flotta croata	145
6.3 Simulazioni	147
6.3.1 Simulazione 1: sforzo croato costante nel tempo, prezzi costanti	147
6.3.2 Simulazione 2: sforzo croato proporzionale a quello italiano, prezzi costanti	149
6.3.3 Simulazione 3: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi costanti	149
6.3.3.1 <i>Il caso del duopolio con il modello Gordon-Schaefer</i>	151
6.3.4 Simulazione 4: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi italiani endogeni	153
6.3.5 Simulazione 5: gestione coordinata dello sforzo da parte di Italia e Croazia: soluzione statica	154

6.3.5.1 <i>L'incrocio fra domanda e offerta nel caso della gestione coordinata con il modello Gordon-Schaefer</i>	159
6.4 Considerazioni conclusive	162
7. CONCLUSIONI	165
7.1 I risultati per la flotta e il mercato italiano	167
7.2 La funzione di crescita degli stock	168
7.3 Il modello bioeconomico e le simulazioni	169
7.4 Considerazioni conclusive	171
APPENDICE I: Dettagli sulla stima della funzione di crescita	173
APPENDICE II: Esempi dei grafici ottenuto con il CEDA	175
APPENDICE III: Esempio di simulazione dinamica	179
BIBLIOGRAFIA	181

INTRODUZIONE

L'Adriatico, e in particolare l'Adriatico settentrionale, costituisce per l'Italia il bacino di pesca più produttivo sia per il volume che per il valore degli sbarchi. Alla produzione italiana va inoltre aggiunta quella delle nazioni sulla riva orientale del mare, fra le quali la Croazia riveste un ruolo predominante.

Fra le specie che caratterizzano il Mar Adriatico vi sono senz'altro i piccoli pelagici, termine scientifico corrispondente grosso modo a quello più comune di pesce azzurro; essi comprendono specie di piccola pezzatura e valore economico relativamente basso quali l'acciuga o alice (*Engraulis encrasicolus*), la sardina (*Sardina pilchardus*), lo spratto (*Sprattus sprattus*), l'alaccia (*Sardinella aurita*), lo sgombro (*Scomber scombrus*) e altre ancora. Sebbene il valore sia inferiore alla maggior parte dei pesci utilizzati per l'alimentazione umana, le acciughe e le sardine da sole rappresentano circa la metà delle catture italiane nell'Adriatico, per cui il loro peso nell'economia di questo mare è tutt'altro che marginale. Ancora maggiore (circa il 70%) è il peso dei piccoli pelagici sulle catture della flotta croata.

Per quanto riguarda le acciughe (*Engraulis encrasicolus*) diremo ancora che circa il 70% degli sbarchi italiani avvengono sulle coste del Mar Adriatico rappresentando dunque un prodotto tipico impiegato dalla ristorazione, dall'industria di trasformazione e in parte destinato all'esportazione.

Da un punto di vista biologico i piccoli pelagici del Mar Adriatico sono fra gli stock ittici più studiati al mondo. Ciò che caratterizza queste specie è un'elevata variabilità dei cicli riproduttivi influenzata da interazioni biologiche e fattori ambientali (salinità, temperatura delle acque, apporto di sostanze nutritive). Attualmente lo stato delle acciughe non desta particolari preoccupazioni mentre le catture di sardine sono ai minimi storici. Anche gli economisti si sono più volte cimentati nello studio della flotta pelagica (italiana)

operante in questo mare e del mercato del pesce azzurro (analisi della domanda). Nonostante i numerosi studi, in letteratura non si ritrova però alcun lavoro che contempli un modello bioeconomico completo della pesca dei piccoli pelagici nel Mar Adriatico, uno strumento metodologico che possa servire da guida alle autorità pubbliche (e ai privati) per la gestione di questa risorsa.

A livello europeo le autorità comunitarie (a cominciare dalla Direzione generale degli affari marittimi e della pesca) sono ormai da tempo impegnate nel promuovere e caldeggiare un uso sostenibile delle risorse ittiche, preoccupate dalle condizioni di sfruttamento eccessivo in cui si trovano molti stock soprattutto nel Nord Europa. Questi sono gli elementi salienti della nuova Politica Comune della Pesca (PCP) riassunti nel regolamento (CE) n. 2371/2003 e ripresi, nel caso specifico della pesca mediterranea, nel regolamento (CE) n. 1967/2006. Una gestione razionale promossa dal decisore pubblico (UE, stato, regione) è un processo laborioso ma indispensabile per valorizzare l'imprenditorialità del settore ittico, ottimizzando i benefici economici e sociali nel rispetto dei vincoli biologici. Per concretizzare il raggiungimento degli obiettivi definiti a livello politico lo strumento chiave comunemente riconosciuto è quello dei piani di gestione, intesi come un insieme di regole da applicare in maniera distinta per tenere conto delle differenze esistenti su scala geografica e per tipo di pesca. Fondamentale e di base rimane, a tale scopo, una precisa conoscenza dello stato attuale del sistema (stock ittici, flotta, domanda) e delle sue dinamiche.

In Italia per ragioni tecniche ed ecologiche la gestione della pesca è sempre stata guidata da interventi sugli *input* di produzione¹, quali il numero di barche, la potenza del motore, il numero di giorni da spendere in mare, fattori riuniti nel concetto di sforzo di pesca. Data la natura multispecifica delle catture non risulta facile adottare metodi di gestione sugli *output* quali catture massime o quote individuali. Anche da un punto di vista sociale strumenti quali i diritti di proprietà hanno spesso suscitato critiche e perplessità nel contesto italiano.

Per questa ragione se un modello bioeconomico vuole essere di supporto alle decisioni è importante che esso sia predisposto per valutare le conseguenze di possibili interventi dell'autorità, interventi che nel caso italiano saranno presumibilmente rivolti alla regolamentazione dello sforzo. D'altra parte non va dimenticato che la maggior parte degli stock ittici dell'Adriatico, e i piccoli pelagici sono senz'altro fra questi, sono risorse

¹ Salvo eccezioni come la gestione del tonno e delle vongole.

condivise con le altre nazioni rivierasche, per cui tanto il modello bioeconomico, quanto le decisioni di gestione, devono tener conto di quanto succede, e potrebbe succedere in futuro, sull'altra sponda dell'Adriatico.

Lo scopo della ricerca è dunque predisporre un modello bioeconomico che, tenendo conto degli elementi anticipati (e di altri che tratteremo in seguito), possa costituire uno strumento di supporto alle decisioni per la gestione della pesca pelagica nell'Adriatico.

La strutturazione dei capitoli sarà la seguente.

Nel primo capitolo si discuteranno velocemente i concetti e principi fondamentali di quella che è l'economia della pesca quale branca dell'economia delle risorse naturali.

Nel secondo capitolo verrà descritto il *sistema* in esame, ovvero il contesto generale della pesca dei piccoli pelagici nel Mar Adriatico. Si discuterà sulle caratteristiche di questo mare, le sue peculiarità ambientali e biologiche; si introdurrà la pesca dei piccoli pelagici parlando delle due tecniche esistenti: la circuizione e il traino pelagico; si mostreranno le serie storiche relative alle catture e alle flotte; verranno mostrati gli studi condotti dai biologi e le loro conclusioni non sempre concordanti; si parlerà degli aspetti gestionali e infine delle caratteristiche del mercato.

Il terzo capitolo consiste in una revisione della vastissima letteratura sui modelli bioeconomici per la pesca. Si procederà descrivendo i modelli teorici di base, ancora oggi molto utilizzati dagli economisti, e alcune delle successive evoluzioni; maggiore spazio sarà dato a quegli aspetti metodologici poi ripresi nel proseguo della ricerca. Verranno anche presentati alcuni lavori empirici applicati in contesti simili a quello in esame (pesca dei piccoli pelagici) e gli studi condotti nell'Adriatico.

Il quarto capitolo descrive quindi la metodologia adottata per questo studio facendo riferimento a quanto detto precedentemente. La ricerca prevede in realtà una divisione in due fasi metodologicamente ben distinte e successive. La prima fase consiste, utilizzando i dati a disposizione, nella stima empirica dei parametri che regolano il sistema nei suoi diversi aspetti biologici, tecnologici ed economici. Più in dettaglio le funzioni che regolano il sistema e che devono essere stimate sono la funzione di crescita degli stock, le funzioni di produzione delle flotte e le funzioni di domanda delle specie in esame. La seconda fase consiste invece nella costruzione del modello bioeconomico vero e proprio, predisposto sulla base delle funzioni stimate e di altri parametri

I risultati verranno suddivisi in due capitoli seguendo la distinzione fatta per la metodologia. Così nel capitolo 5 compaiono i risultati empirici relativi alla stima delle funzioni di crescita, produzione e domanda, mentre nel capitolo 6 gli stessi risultati empirici servono per la costruzione del modello bioeconomico. Il modello potrà essere utilizzato per simulazioni e per individuare i cosiddetti punti di equilibrio bioeconomico, massimo rendimento sostenibile e massimo rendimento economico. Alcuni casi specifici ed ipotesi verranno mostrati e discussi, fra questi si verificheranno i risultati di un equilibrio di Nash nell'ipotesi di un duopolio Italia-Croazia e una possibile soluzione cooperativa fra le due nazioni.

Infine l'ultimo capitolo sarà destinato alle conclusioni ricapitolando i risultati principali della ricerca, i limiti della metodologia utilizzata, i possibili miglioramenti e le prospettive per applicazioni future.

1. ECONOMIA E GESTIONE DELLA PESCA

1.1 L'economia delle risorse naturali

1.1.1 Accenni sulla genesi ed evoluzione dell'economia delle risorse naturali e dell'ambiente

I temi discussi dall'economia delle risorse naturali e dell'ambiente hanno subito diversi trattamenti e considerazioni fin dagli albori dell'economia classica, venendo sottoposti col passare del tempo e con il mutare dei paradigmi economici a sviluppi e approfondimenti metodologici.

Se iniziamo questa analisi dagli albori dell'economia politica classica, possiamo evidenziare che essa, pur centrandosi sulla capacità del mercato di stimolare la crescita e l'innovazione, rimaneva sostanzialmente pessimista circa le prospettive di crescita di lungo periodo, reputando che la crescita economica fosse una fase puramente temporale tra due posizioni di equilibrio stabile, dove la posizione finale, lo stato stazionario, veniva a coincidere con un livello di esistenza di mera sussistenza (Pearce e Turner, 1991).

Due economisti classici sono rimasti celebri per questi loro timori: Thomas Malthus e David Ricardo. Per Thomas Malthus (1776-1838), il fatto che la terra fosse in quantità finita e la popolazione crescente implicava una situazione caratterizzata da rendimenti decrescenti e riduzione dell'offerta pro capite di cibo, fino al raggiungimento di un livello di sussistenza in cui la popolazione avrebbe smesso di crescere. Anche nel modello di David Ricardo (1772-1823) la crescita economica si esaurisce nel lungo periodo a causa della scarsità di risorse naturali poiché la società risulta costretta a spostarsi su terre meno fertili. Nel modello di Ricardo infatti non compare l'innovazione tecnica in grado di aumentare il prodotto per unità di input e di controbilanciare la tendenza verso rendimenti decrescenti.

Fu John Stuart Mill (1803-1873) a concepire il progresso economico come una gara tra cambiamento tecnico e presenza di rendimenti decrescenti in agricoltura, considerando con un certo ottimismo la lontana prospettiva dello stato stazionario.

Successivamente, sotto il profilo metodologico, gli economisti neoclassici introdussero il calcolo marginalista, un approccio che spostava l'attenzione su altre problematiche economiche (quali la determinazione del prezzo e delle strutture di mercato); come conseguenza l'interesse posto dai classici sui modelli di crescita di lungo periodo venne parzialmente accantonato nel periodo fra il 1870 e il 1950 (Pearce e Turner, 1991).

In generale, nella prima metà del novecento, si riteneva che il perseguimento dell'interesse individuale avrebbe migliorato il benessere della società. La teoria dimostrava che ogni equilibrio concorrenziale è un ottimo paretiano² e che ogni ottimo paretiano è (sotto un insieme di ipotesi quali la perfetta informazione, l'assenza di esternalità, ecc...) un equilibrio concorrenziale. L'economia del benessere legittimava in questo modo il comportamento individuale (razionale ed egoista) come socialmente desiderabile, pur giustificando alcuni interventi dello Stato mirati al miglioramento delle condizioni nelle quali gli individui compiono le loro scelte, ovvero nei cosiddetti casi di fallimento del mercato (quando è chiaro che i mercati non massimizzano il benessere collettivo).

Contemporaneamente alla nascita del paradigma neoclassico (fine del diciannovesimo secolo), i sostenitori di un secondo paradigma, quello umanistico, ritenevano che le motivazioni altruistiche potrebbero essere giudicate superiori in termini morali rispetto a quelle basate sull'interesse personale, poiché gli individui hanno un senso della comunità che si riflette nella disponibilità a considerare i beni come un patrimonio comune. Ciò crea una forte obbligazione al rispetto delle leggi, nonostante la potenziale tensione che si crea tra legge e mero interesse personale. Con questa premessa i teorici umanistici ritenevano che il ruolo dello stato non dovrebbe essere ridotto al caso dei fallimenti del mercato ma prevedere ulteriori campi di azione, come la decentralizzazione dell'attività economica o determinati interventi miranti a una distribuzione più egualitaria del reddito (Pearce e Turner, 1991). Più tardi anche all'interno del paradigma economico istituzionalista si riprese a considerare come gli individui potessero essere soggetti, oltre alle preferenze

² Un ottimo paretiano è uno stato sociale nel quale è impossibile migliorare la posizione di qualche individuo senza peggiorare quella di un altro.

individuali, anche a preferenze di tipo collettivo, ritenute essenziali e tali da giustificare un settore pubblico attivo nell'economia.

Negli anni cinquanta del secolo scorso, a seguito del periodo di crisi e disoccupazione di massa, e del successivo sviluppo della teoria keynesiana dove si poneva in rilievo l'intervento dello Stato (auspicando spese pubbliche finanziate dal disavanzo), si ricominciò a parlare di crescita economica: una crescita che grazie all'innovazione tecnologica veniva ora ritenuta capace di garantire un progresso senza limiti.

Nonostante la rapida accelerazione di fenomeni quali l'impoverimento e l'esaurimento delle risorse naturali o l'inquinamento, si riteneva che un adeguato sistema dei prezzi fosse in grado di favorire livelli più alti di attività economica, mantenendo tuttavia un livello accettabile di qualità ambientale. L'effetto di impoverimento derivante dall'esaurimento delle risorse sarebbe stato bilanciato da cambiamenti tecnici e sostituzioni dei fattori che avrebbero accresciuto la qualità del lavoro e del capitale consentendo, fra l'altro, l'estrazione continua di risorse non rinnovabili di qualità inferiore.

A partire dagli anni settanta hanno cominciato a formalizzarsi alcune visioni dell'attuale sottodisciplina dell'economia delle risorse naturali. Tali visioni, non sempre concordanti, hanno finito per ricoprire un'ampia sfumatura di posizioni che vanno dal sostegno della crescita all'interno del mercato (ritenendo inevitabili alcuni danni all'ambiente) all'*eco-preservazionismo* che rifiuta decisamente la crescita economica.

1.1.2 Alcuni approcci dell'economia delle risorse naturali

Negli ultimi anni l'economia delle risorse naturali si è notevolmente estesa moltiplicando i campi di studio e interesse. Tale espansione, sommandosi all'originale diversità di posizioni e principi teorici, ha contribuito a dare origine a diversi approcci metodologici.

Uno di questi, molto dibattuto per gli stock ittici, è ad esempio quello che fa leva sulla questione dei diritti di proprietà. Si sostiene cioè che diversi problemi di natura ambientale, come l'inquinamento, si potrebbero risolvere in maniera adeguata attraverso un processo di ridefinizione della struttura esistente dei diritti di proprietà. La teoria, di cui uno sviluppo successivo è dato dal "teorema di Coase" (Coase, 1960), suggerisce che in

un sistema economico con diritti di proprietà ben definiti e trasferibili³, gli individui e le imprese hanno ogni incentivo ad utilizzare le risorse naturali nel modo più efficiente possibile, cosicché attraverso le contrattazioni di mercato fra le parti in causa è possibile ridistribuire eventuali esternalità⁴ in modo che la soluzione finale garantisca le condizioni di ottimalità paretiana. Il contrario avverrebbe in presenza di diritti comuni che, associati alla presenza di esternalità tecniche (costi o benefici che non possono essere trasmessi attraverso i prezzi venendo a mancare la proprietà sulla risorsa), sarebbero causa del fallimento del mercato e del degrado ambientale. I mercati e i prezzi infatti nascono dal comportamento economico collettivo a patto che sia possibile l'esclusione e che esistano i diritti di proprietà; le diseconomie esterne rappresentano pertanto interdipendenze non commerciabili, mentre nel caso in cui il danno può essere oggetto di compensazione fra le parti si è in presenza di una esternalità di tipo pecuniario che non è rilevante ai fini di una efficiente allocazione delle risorse (Spagnolo, 2006). Il teorema di Coase aggiunge che la soluzione al problema delle esternalità può essere trovata dai soggetti coinvolti senza intervento esterno e, soprattutto (con costi di transazione nulli), indipendentemente dalla struttura iniziale dei diritti di proprietà esistenti.

In quest'ottica ci si dovrebbe opporre ad un intervento più massiccio da parte dello Stato, dal momento che la proprietà pubblica di molte risorse naturali è la causa dei conflitti per il controllo delle stesse: esisterebbe infatti una sorta di *fallimento dello Stato* (Pearce e Turner, 1991) oltre a quella del mercato. Resta comunque lo Stato colui che può risolvere il problema attraverso la creazione, allocazione e sanzione dei diritti di proprietà, e attraverso la riduzione dei costi di transazione.

Le risorse comuni, pur presentando tratti che a volte le avvicinano ad altri tipi di beni, si distinguono da essi tanto concettualmente quanto per i problemi che pongono ai loro utilizzatori. All'interno della teoria delle risorse comuni viene utilizzata una classificazione dei beni in quattro categorie, costruite tramite l'incrocio di due variabili centrate sulla determinazione del rapporto tra bene e utilizzatori (Ostrom *et al.*, 1994):

- la difficoltà di esclusione di un individuo dalla fruizione del bene (*escludibilità*)

³ Randall (1981) parla di diritti di proprietà *non attenuati*, ovvero diritti che risultino: completamente specificati (in termini di privilegi, restrizioni e forme in cui il diritto viene garantito), esclusivi (in termini di retribuzioni e penalizzazioni corrispondenti all'uso), trasferibili, applicati.

⁴ Nel caso della pesca, ad esempio, l'esternalità più evidente consiste nel fatto che un'impresa, aumentando il suo prelievo della risorsa, riduce la quantità prelevabile dalle altre e ne aumenta i costi di estrazione. Tali diseconomie risultano esterne alla singola impresa, ma interne all'intera industria.

- il fatto che il suo consumo da parte di un attore riduca o meno le possibilità di consumo degli altri (*sottraibilità*)

I cosiddetti beni pubblici, per definizione non escludibili e non sottraibili, costituiscono uno dei poli della tipologia presentata, mentre al polo opposto si collocano i beni privati. Due casi intermedi sono i *beni di club* (*toll goods*), caratterizzati da bassa sottraibilità e da facilità di esclusione, e infine le risorse comuni che presentano difficoltà di esclusione alta e sottraibilità elevata (si pensi agli stock ittici).

In molte situazioni della realtà (sugli stock ittici vi è un'ampia letteratura) i diritti di proprietà esistono ma si definiscono attenuati, poiché non tutte le caratteristiche necessarie vengono rispettate. Quanta parte dei costi esterni possa effettivamente venire internalizzata dipende dalle caratteristiche del titolo di proprietà. A seconda di tali caratteristiche si viene a determinare una diversa concentrazione di costi e benefici per il proprietario del titolo; maggiore risulta tale concentrazione, tanto più consistenti saranno gli effetti in termini di efficienza nell'allocazione dei fattori produttivi e nella distribuzione della rendita della risorsa.

La discussione sulle esternalità e sui diritti di proprietà è stata ripresa, con terminologia differente, dall'ecologo Garrett Hardin nel suo celebre "The tragedy of the commons" (1968) riferito alle risorse limitate condivise (proprietà comuni o libero accesso alle risorse), secondo cui molteplici individui, agendo indipendentemente e razionalmente secondo il proprio interesse personale, finirebbero per dissipare la risorsa anche quando è evidente che non è nell'interesse di lungo termine che questo accada.

Infine non mancano gli economisti (Randall, 1981) che riconoscono come i diritti di proprietà non attenuati pur potendo condurre all'efficienza risultino talvolta in disaccordo con il sistema di valori morali ed etici della società. Una soluzione efficiente dal punto di vista paretiano non è dunque possibile fuori dal contesto istituzionale. In diverse società, per specifici problemi, alcune varianti dei diritti di proprietà attenuati o la loro completa assenza (proprietà comune), attraverso regole elaborate e condivise, costituiscono riferimenti istituzionali funzionali, forse non efficienti ma compatibili con i sistemi di valori sociali. Esistono numerosi esempi nel mondo di gestione comune delle risorse (generalmente su piccola scala) rivelatisi sostenibili nel tempo (Ostrom, 1990).

Su una diversa prospettiva si colloca invece la contrapposizione fra due approcci suggeriti per la valutazione e la scelta di possibili interventi, piani o progetti, ovvero la

contrapposizione fra l'analisi costi-benefici e l'approccio in termini di standard fissi. Il secondo approccio si sviluppa dalle considerazioni sulla complessità del sistema biologico (interdipendenze ecologiche), sull'incertezza che circonda la gestione delle risorse ed i rischi connessi, sulla possibilità di incorrere in effetti irreversibili, nonché su considerazioni relative al valore intrinseco o "di esistenza" di determinate specie od ecosistemi. Dall'approccio in termini di standard fissi derivano concetti quali gli standard massimi (o minimi) di sicurezza e i vincoli di sostenibilità. L'applicazione di standard o vincoli non è in verità completamente incompatibile con un'analisi costi-benefici, ma quest'ultima verrebbe ridotta a un'analisi dell'efficienza in termini di costi (Pearce e Turner, 1991).

La contrapposizione fra analisi costi-benefici e standard fissi si sovrappone e ricalca in qualche modo le argomentazioni (favorevoli e contrarie) sull'uso del tasso di sconto per confrontare valori registrati in diversi periodi temporali.

L'analisi economica tende ad assumere che una data unità di beneficio o di costo abbia una rilevanza maggiore se viene sperimentata nel presente piuttosto che nel futuro: questa riduzione dell'importanza attribuita ai guadagni e alle perdite nel futuro è nota come sconto (Pearce e Turner, 1991). Ciononostante numerose sono state nel corso degli ultimi anni le critiche verso questa operazione; la più importante fra esse è probabilmente quella secondo cui un tasso di sconto positivo è incompatibile con il concetto di giustizia intergenerazionale. Un tasso di sconto positivo infatti può favorire progetti con costi sociali che si realizzano nel futuro e con benefici netti sociali che si verificano nel breve periodo. Allo stesso modo vengo sfavoriti i progetti con benefici sociali che si realizzano nel futuro.

Un'altra argomentazione spesso usata prende il nome di "super-responsabilità": sebbene i tassi di sconto di mercato emergano dal comportamento degli individui, lo Stato costituisce un'entità separata con la responsabilità di salvaguardare il benessere collettivo, compreso quello delle generazioni future; per tale ragione il tasso di sconto rilevante per gli investimenti dello Stato non può essere uguale al tasso di sconto del mercato.

L'alternativa per realizzare un processo di decisione che tenga conto dei problemi ambientali e dell'equità intergenerazionale, consiste allora nell'inserire nell'analisi un requisito di sostenibilità, cioè un vincolo che, qualunque siano gli altri benefici e costi, consenta allo stock di capitale naturale di essere mantenuto costante. In verità, ciò che viene spesso raccomandato, non è una semplice gestione sostenibile delle risorse, ma una

gestione sostenibile che garantisca il massimo rendimento (MSY per l'acronimo in inglese) (Page, 1977). Del resto questo obiettivo è essenzialmente uno standard ingegneristico e poco ha a che fare con criteri di efficienza economica. Per massimizzare l'efficienza economica infatti, mantenendo il vincolo di sostenibilità, lo sfruttamento della risorsa non dovrebbe andare oltre il punto in cui i costi marginali superano i ricavi marginali.

1.1.3 Risorse rinnovabili

Un caso particolare dell'economia delle risorse naturali è quello relativo alla gestione delle risorse biologiche rinnovabili. In questo caso gli aspetti economici si intrecciano saldamente con quelli di natura biologica ed ecologica.

Se lo scopo della gestione è quello di raggiungere una ottima ed efficiente allocazione delle risorse, garantendo allo stesso tempo la sostenibilità nel lungo periodo, è indispensabile prendere in considerazione variabili di natura biologica, in primo luogo la velocità di rigenerazione. L'equazione di moto più generale che mostra questa relazione chiave, considerando il tempo come una variabile discreta, è la seguente (Zilberman, Wetzstein e Marra, 1993):

$$S_{t+1} = S_t + g(\cdot) - Y_t$$

Ovvero, molto semplicemente, lo stock di risorsa futura (S_{t+1}) è uguale alla quantità del periodo precedente (S_t), più l'aumento di risorsa dovuto alla funzione di crescita $g(\cdot)$, meno la quantità estratta Y_t .

Una risorsa rinnovabile si trova in condizione di uso sostenibile quando il suo stock non cambia nel tempo, ovvero quando la quantità estratta uguaglia la quantità riprodotta. Questo non esclude che possano esistere molti punti di sostenibilità caratterizzati da diversi livelli di stock e di estrazione. Fra le varie situazioni teoricamente realizzabili da un punto di vista biologico, il punto di equilibrio del sistema effettivamente raggiunto è determinato da forze economiche o da scelte politiche⁵. Nel caso di libero accesso alle risorse, lo stato di equilibrio verrà raggiunto nel punto in cui il prezzo della risorsa

⁵ Non si può escludere che il punto di equilibrio effettivamente raggiunto coincida con l'esaurimento totale della risorsa (sebbene questo caso limite difficilmente può essere definito come "sostenibile").

eguaglia il costo unitario di estrazione (questa situazione sarà approfondita in seguito parlando specificamente del caso della pesca).

Un particolare stato si definisce stazionario quando sia le variabili fisiche sia quelle economiche rimangono costanti nel tempo. Se un sistema ritorna ad uno stato stazionario dopo uno shock nel breve periodo, significa che esso è stabile.

Nell'ottica delle analisi dinamiche, uno stato stazionario stabile corrisponde al punto di equilibrio di lungo periodo che costituisce l'oggetto delle analisi economiche statiche (Zilberman, Wetzstein e Marra, 1993).

Anche nell'analisi delle risorse rinnovabili una tecnica spesso adottata dagli economisti per confrontare i costi e i benefici registrati in momenti diversi del tempo, consiste nello scontare i valori futuri; l'uso di un tasso di sconto presuppone che gli individui attribuiscono un valore inferiore agli eventi futuri rispetto a quelli attuali. In molti casi però quando il decisore è pubblico la scelta può ricadere, in maniera più o meno esplicita, su un tasso di sconto pari a zero: in questo modo costi e benefici nei diversi periodi vengono valutati allo stesso modo.

In caso contrario l'adozione di un tasso di sconto positivo, valutando maggiormente i benefici attuali, determina un maggior uso di risorse nel breve periodo e il raggiungimento di uno stato stazionario caratterizzato da uno stock di risorse più basso di quanto non sarebbe con un tasso di sconto pari a zero. È dimostrabile come, con un tasso di sconto sufficientemente alto, lo stock può venire completamente esaurito.

Zilberman, Wetzstein e Marra (1993) sottolineano che nel caso di accesso libero alla risorsa, i produttori non hanno nessuna ragione per preservarla: questa situazione equivale a considerare un tasso di sconto tendente all'infinito. Lo stato di equilibrio viene raggiunto dove i prezzi e i costi di estrazione si eguagliano ma, nel caso di costi di estrazione particolarmente bassi, si può incorrere nella completa estinzione della risorsa. In ogni caso l'equilibrio raggiunto nella situazione di libero accesso non corrisponde al punto di ottimo sociale, cioè quello in cui, preservando la sostenibilità del processo produttivo, i benefici sociali netti sono massimizzati.

Il fallimento del mercato nell'allocazione delle risorse e nel raggiungimento dell'ottimo sociale costituisce una condizione che giustifica l'intervento dello stato. Anche in questo caso deve però valere la condizione che i benefici ottenuti attraverso l'intervento statale siano superiori ai suoi costi.

Alcune ragioni per cui il mercato fallisce nel raggiungimento dell'ottimo sociale sono l'imperfetta conoscenza del sistema da parte degli individui, la diversità fra il tasso di sconto privato e quello sociale e l'incompletezza dei diritti di proprietà.

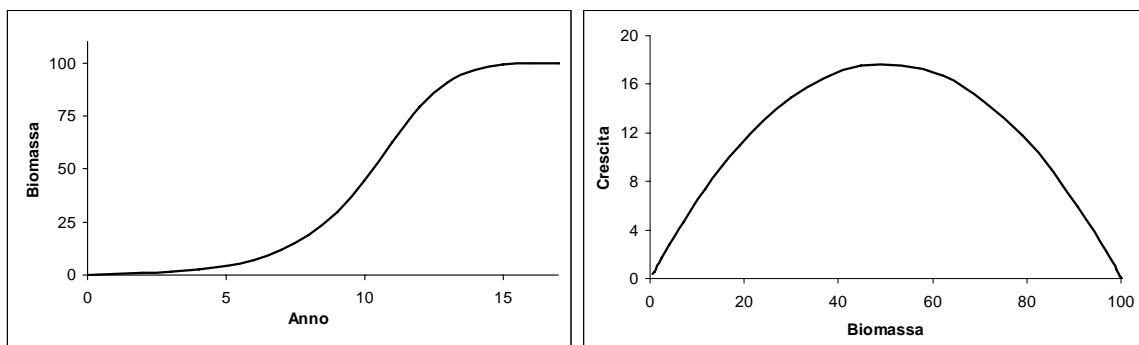
1.2 Modellistica tradizionale delle risorse ittiche

1.2.1 Modelli teorici di base

Nella pesca l'elemento fondamentale della modellistica bioeconomica è la popolazione ittica (stock), la cui ampiezza e tasso di accrescimento dipendono dalle caratteristiche riproduttive (tasso di reclutamento), di sviluppo (tasso di crescita individuale), di mortalità naturale delle specie considerate e dall'azione dei parametri ambientali (elementi nutritivi, salinità, temperatura, correnti, ecc...)

L'azione della natura sulla biomassa disponibile può essere rappresentata da una curva sigmoide (Figura 1a) che mostra in ascisse il tempo e in ordinate l'ampiezza della popolazione. È lecito assumere che la crescita sarà lenta nei periodi iniziali quando la popolazione è bassa poi, man mano, più veloce; raggiunto un certo livello di popolazione i nutrienti diminuiranno e la competizione aumenterà: di conseguenza la crescita tornerà a diminuire, finché la popolazione non raggiungerà un livello massimo di equilibrio, in cui il tasso di accrescimento (reclutamento più crescita individuale) equivale al tasso di riduzione (morte naturale e predazione).

Figura 1 (a, b). Curva sigmoide (a) di crescita della popolazione e relazione fra biomassa e crescita (b)



Lo stesso fenomeno può essere mostrato in un grafico diverso in cui il tasso di crescita della biomassa (G) è indicato come variabile dipendente della biomassa stessa (B)

(assumendo fissi i vari parametri chimici, fisici e biologici dell'ambiente). La funzione biologica assumerà una curva a campana (Figura 1b) in cui risulta che l'accrescimento è nullo in corrispondenza della popolazione massima e dell'assenza di popolazione, ed è massimo per livelli intermedi di biomassa.

L'equilibrio naturale subisce ovviamente delle modifiche quando lo stock viene soggetto a sfruttamento da parte dell'uomo. In questo caso l'equilibrio raggiunto dalla popolazione non dipende più unicamente dalle caratteristiche della popolazione e dell'ambiente, ma anche dallo sforzo di pesca esercitato dall'attività antropica.

I fattori produttivi impiegati per l'attività di pesca e il livello dello stock sono le variabili che determinano l'ammontare delle catture, definendo così la funzione di produzione. Il fatto che la funzione di produzione sia vincolata dalla dimensione della popolazione ittica costituisce una sostanziale differenza rispetto alle funzioni di produzione normalmente studiate in economia.

I fattori produttivi impiegati dall'uomo sono a loro volta raggruppati in una unità di misura, denominata sforzo: si tratta però questa di una combinazione di componenti quantitative e qualitative piuttosto eterogenea (comprendente il numero e tipo di attrezzature, il tempo trascorso in mare, il consumo di carburante, l'abilità ed esperienza dei pescatori, il livello tecnologico), tale da rendere ancor più complessa la modellizzazione dell'attività di pesca.

Una possibile formulazione della funzione di produzione può dunque essere la seguente:

$$Y = f(B, K, L, S, C, M, T) \quad (\text{Eq. 1})$$

Dove Y è la produzione, B la popolazione della specie pescata e lo sforzo comprende il capitale impiegato (K), il lavoro (L), la capacità dell'equipaggio (S), il carburante utilizzato (C), le attrezzature di servizio (M) e lo stato della tecnologia (T).

Le cose si complicano ulteriormente se, invece di considerare la cattura di un'unica specie, prendiamo in considerazione, come normalmente avviene, più specie ittiche catturate e commerciate contemporaneamente. In questo caso avremmo a che fare con una funzione di produzione multi-prodotto, a sua volta condizionata dalla popolazione delle n specie oggetto di sfruttamento.

Si tratta dunque di una formulazione complessa la cui stima presenta difficoltà notevoli per tre livelli di incertezza (Spagnolo, 2006):

- Tecnologica, connessa alla stima dello sforzo di pesca;
- Biologica, connessa alla stima della biomassa e all'interdipendenza delle diverse specie;
- Ambientale, relativa a tutte le variabili che possono condizionare lo stato e la riproduzione degli stock.

Volendo semplificare al massimo la situazione è possibile riscrivere la funzione di produzione di breve periodo come:

$$Y = FB \quad (\text{Eq. 2})$$

dove B e F sono rispettivamente il livello della popolazione e la mortalità esercitata dall'attività di pesca. F può essere anche espressa come il prodotto dello sforzo (E) per un coefficiente di catturabilità (q) che definisce, fra le altre cose, lo stato dell'efficienza tecnica. La funzione di produzione di breve periodo viene quindi indicata anche come:

$$Y = qEB \quad (\text{Eq. 3})$$

Nel lungo periodo le leggi di crescita dello stock incidono sulla relazione fra catture e sforzo, per cui occorre combinare la funzione di produzione con una funzione di crescita. Una delle formulazioni più adottate nell'ambito dell'economia della pesca è quella in cui la funzione di crescita è espressa in forma logistica⁶, ovvero:

$$G = rB(1-B/K) \quad (\text{Eq. 4})$$

in cui il tasso di crescita della popolazione G è funzione della popolazione B , del tasso intrinseco di accrescimento r e della capacità di carico ambientale K , corrispondente al livello massimo di popolazione sostenibile.

⁶ Si tratta dell'equazione logistica proposta da Verhulst nel 1838 e ripresa da Schaefer per la sua modellazione nel 1954. Equazioni diverse per la crescita delle popolazioni ittiche furono proposte da Pella e Tomlinson nel 1969 e Fox nel 1970 (Kolding e Giordano, 2002).

Il punto di equilibrio della popolazione si realizza quando la crescita della popolazione G è pari all'entità delle catture Y . Ovvero quando:

$$rB(1-B/K) = qEB \quad (\text{Eq. 5})$$

risolvendo l'equazione si ottiene che l'equilibrio della popolazione si raggiunge quando:

$$B = K(1-qE/r) \quad (\text{Eq. 6})$$

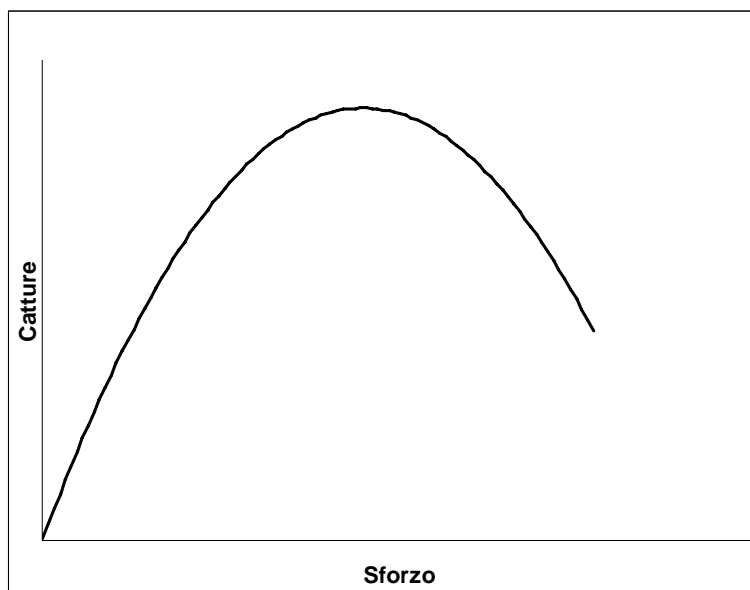
Questa equazione indica, una volta determinato lo sforzo di pesca, quale sarà il livello della popolazione in equilibrio, cui corrisponderà un livello di produzione sostenibile Y_s , dato da:

$$Y_s = KqE(1-qE/r) \quad (\text{Eq. 7})$$

Al variare dello sforzo si avranno differenti livelli produttivi sostenibili che stabiliscono la funzione di produzione di lungo periodo. Con questi presupposti che sono alla base del modello di Schaefer (1954), la produzione sostenibile è una funzione quadratica dello sforzo e la curva risulta speculare alla curva di produzione biologica (Figura 2).

È possibile osservare che esiste un livello di sforzo per cui la produzione sostenibile è massima (Massimo Rendimento sostenibile o MSY), mentre oltre tale soglia la popolazione si riduce tanto da non consentire una adeguata produzione. Ciò significa che le catture ottenute applicando livelli di sforzo superiori al MSY sarebbero ottenibili anche con livelli inferiori ad esso; in pratica si potrebbe ottenere la stessa produzione con costi inferiori, e quindi in maniera molto più efficiente.

Figura 2. Curva logistica della relazione di equilibrio catture-sforzo secondo il Modello di Schaefer. All'apice della curva, nel punto di Massimo Rendimento Sostenibile (MSY), i valori di equilibrio sono: Biomassa = $K/2$; Produzione = $rK/4$; Sforzo = $r/2q$.



L'introduzione di variabili economiche quali il prezzo dei fattori e dei prodotti ci consente di ottenere un modello bioeconomico di lungo periodo, come quello noto in letteratura quale modello Gordon-Schaefer (Gordon, 1954). Si assuma che il costo per unità di sforzo e il prezzo del prodotto sono costanti. Il ricavo risulta dunque proporzionale al livello delle catture. Il costo totale risulta invece proporzionale allo sforzo⁷.

Il punto dove massima è la differenza fra ricavi e costi totali rappresenta il punto di Massimo Rendimento Economico (MEY) della flotta. Qui il ricavo marginale è uguale al costo marginale.

In realtà, dove la pesca è caratterizzata da libero accesso, le forze di mercato non porteranno il sistema a raggiungere l'equilibrio in questo punto, e neppure in corrispondenza del MSY, ma in corrispondenza del livello di sforzo in cui il ricavo totale uguaglia il costo totale (il cosiddetto punto di equilibrio bioeconomico; Figura 3). Questo si deve all'esistenza di una rendita che rimane disponibile per chiunque, così che fintanto i ricavi rimangono superiori ai costi vi è la convenienza ad espandere lo sforzo di pesca, sia con l'intensificazione dello sforzo da parte delle imprese esistenti, sia da parte di nuove

⁷ Il costo per unità di sforzo deve comprendere i costi fissi, variabili e i costi opportunità, sia del lavoro che del capitale (Seijo, Defeo e Salas, 1997).

unità: il processo di aggiustamento ha termine solo quando i costi totali risultano uguali ai ricavi totali, cioè quando la rendita della risorsa è completamente dissipata. A questo punto però nessuna impresa registrerà extraprofiti.

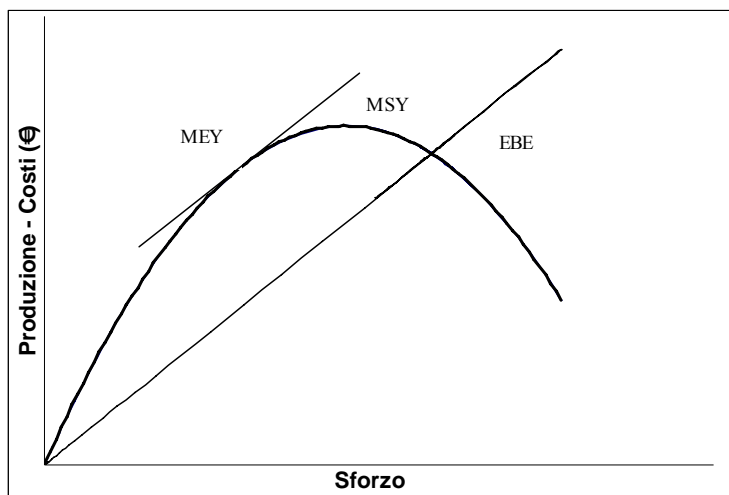


Figura 3.

L'equilibrio bioeconomico (EBE) viene raggiunto nel caso di libero accesso alla risorsa quando i ricavi totali eguagliano i costi totali; il massimo rendimento economico MEY si ottiene dove il ricavo marginale è uguale al costo marginale.

Utilizzando la terminologia di Schelling (1978), i micro-obiettivi di un pescatore nel breve periodo sono inconsistenti e incompatibili con i macro-risultati a cui lui e tutti gli altri pescatori ambiscono nel lungo periodo.

Tutt'altra sarebbe la situazione se l'autorità di gestione riuscisse a limitare lo sforzo di pesca in modo da massimizzare la rendita della risorsa. È comunque evidente che in tale circostanza, in una situazione in cui vi è una differenza positiva fra il ricavo marginale e il costo marginale della singola impresa, si assisterà a una pressione da parte delle imprese esistenti e da parte di quante interessate a entrare nell'area, ad aumentare lo sforzo di pesca. Ci si trova quindi in una situazione di non stazionarietà in cui l'autorità è costretta a intervenire con apposite politiche di gestione.

Si noti infine che un modello formulato con le caratteristiche suddette esclude la possibilità che la risorsa si estingua, giacché lo sfruttamento della stessa risulterebbe economicamente non vantaggioso molto prima che questa si esaurisca. In verità questo è vero solo per le semplificazioni previste dal modello. Ad esempio si esclude che possa esistere una soglia minima di popolazione necessaria a garantire la riproduzione; il modello non considera neppure che la risorsa potrebbe estinguersi perché catturata incidentalmente durante la pesca di un'altra specie.

1.2.2 L'introduzione del tasso di sconto

A parte le due ultime annotazioni di natura biologica, le argomentazioni finora esposte sembrano piuttosto rassicuranti per i sostenitori della conservazione: sia nel caso in cui si ottiene la massimizzazione del profitto della flotta (MEY), sia nel caso in cui il libero accesso determina una situazione di equilibrio bioeconomico, la preservazione della specie risulta comunque assicurata.

Più complesse ed ambigue sarebbero però le conclusioni se l'analisi fosse condotta scontando il tempo. Ad esempio, solo se il tasso di sconto è pari a zero un eventuale monopolista decide di collocarsi nel punto di Massimo Rendimento Economico sostenibile (MEY); nel caso di un tasso di sconto pari a zero infatti, un maggiore profitto odierno a scapito dello stock determina una perdita futura protratta infinitamente nel tempo che non è giustificabile. Al contrario, considerando tassi di sconto positivi, si ha la convenienza ad un maggiore sfruttamento dello stock attuale a discapito dei rendimenti futuri che vengono scontati. Col crescere del tasso d'interesse lo stock di equilibrio si riduce avvicinandosi al punto di equilibrio bioeconomico di libero accesso. Per questa ragione avere un tasso di sconto infinito equivale ad ottenere una soluzione con libero accesso in cui l'extraprofitto viene completamente annullato.

In verità, ipotizzando per semplicità che il costo di raccolta sia nullo, quando il tasso di sconto è superiore al livello di produttività marginale della risorsa (cosa che può accadere per specie a riproduzione lenta come le balene), risulta conveniente assicurarsi il più velocemente possibile i ricavi provenienti dalla risorsa e trasferire il capitale ottenuto in qualche altro investimento a rendimento più elevato; in altre parole, dal punto di vista economico, risulta conveniente portare ad estinzione la specie (Pearce e Turner, 1991). D'altra parte, se al ridursi della presenza e della densità dello stock i costi di estrazione crescono sufficientemente da azzerare i profitti, allora la risorsa ha la possibilità di sopravvivere e riprodursi anche quando la produttività biologica è inferiore al tasso di sconto (Page, 1977).

1.2.3 Prezzi variabili

Finora il modello è stato esposto considerando l'ipotesi di prezzi costanti. L'assunzione che il prezzo non sia soggetto a variazioni in risposta alla quantità offerta

può però essere molto restrittiva. Consideriamo ora un mercato in cui ad incrementi di offerta corrispondono riduzioni di prezzo e viceversa.

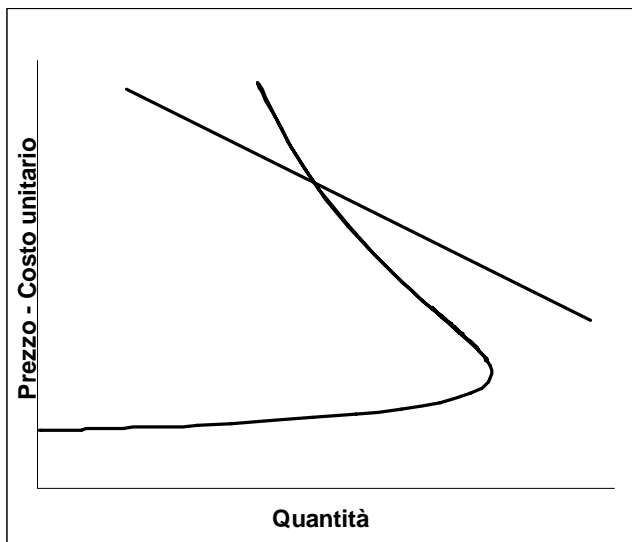


Figura 4. Curva di domanda e di offerta (costi medi in equilibrio biologico) ed equilibrio nel caso di libero accesso alle risorse.

In Figura 4 si mostra la forma caratteristica dell'incontro di domanda e offerta quando si considera l'equilibrio di lungo periodo dello stock. L'ipotetica curva di domanda non è completamente elastica a differenza del caso precedente; accanto ad essa compare la curva dei costi medi (costi per unità di prodotto). L'equilibrio bieconomico si raggiunge, come detto, nel punto in cui i ricavi totali sono uguali ai costi totali, ovvero dove il costo medio eguaglia il prezzo del prodotto. Il tratto superiore della curva dei costi medi ha uno strano comportamento essendo ripiegato all'indietro (Copes, 1970): al di sopra del punto di Massimo Rendimento Sostenibile (MSY) infatti sforzi maggiori di pesca sono destinati a depauperare le risorse con la conseguenza che le quantità pescate si riducono e contemporaneamente i costi medi aumentano. Al disotto del MSY invece la curva assume la sua inclinazione tradizionale poiché riduzioni dello sforzo si traducono in riduzioni delle catture e dei costi.

Su questa particolare curva ad ogni quantità prodotta corrispondono dunque due possibili costi medi, poiché la stessa produzione può essere ottenuta con due livelli di sforzo differenti (e con due popolazioni in equilibrio differenti) al disopra e al disotto del punto MSY.

L'extraprofitto dei produttori si ottiene quando il consumatore, data la quantità offerta, è disposto a pagare più di quanto non siano i costi medi. Il massimo rendimento

economico del settore si otterrebbe ad un livello di produzione in cui il ricavo marginale interseca la curva del costo marginale.

1.2.4 Critiche al modello di Gordon-Schaefer e modelli alternativi

Il modello di produzione di Gordon-Schaefer, che è servito finora come base per presentare la teoria economica dei sistemi di pesca è soggetto a numerose critiche per la sua eccessiva semplificazione.

Un grave problema del resto, oltre alle semplificazioni teoriche, è costituito dalla difficoltà, di trovare i parametri r e K necessari a descrivere il modello (Kolding e Giordano, 2002). L'unico sistema consiste nello stimarli attraverso metodi empirici attraverso le serie storiche di cattura e CPUE o, in alternativa, usando indici di biomassa ottenuti da ricerche sperimentali. Purtroppo i dati a disposizione spesso forniscono stime irrealistiche (Kolding e Giordano, 2002).

Esistono diverse classi di modelli che propongono formulazioni alternative per descrivere le caratteristiche e le dinamiche delle popolazioni ittiche (Rose e Cowan, 2003). Il modello di Schaefer è definito un modello globale, in quanto lo stock viene considerato come un'unità indivisa, mentre crescita, riproduzione e mortalità vengono considerate in maniera implicita attraverso semplici parametri numerici. Altri modelli superano queste semplificazioni aggiungendo via via relazioni (crescita, reclutamento, mortalità) più realistiche e considerando lo stock suddiviso per classi di età.

D'altra parte i modelli globali vanno apprezzati più per la loro capacità di fornire informazioni qualitative piuttosto che per la loro precisione o per la descrizione quantitativa di un particolare sistema (Antonelli, Bischi e Viganò, 2005), e costituiscono importanti strumenti concettuali per inquadrare gli interventi di gestione e prevederne i risultati (Swierzbinsky, 1985).

1.3 La gestione delle risorse ittiche

Le caratteristiche della pesca, in quanto attività realizzata da singole imprese su una risorsa comune (o su una risorsa sfruttata in situazione di libero accesso⁸), conducono necessariamente a qualche genere di intervento da parte del decisore pubblico poiché il risultato di equilibrio raggiunto dal sistema bioeconomico non è efficiente.

Il tradizionale approccio alla gestione delle risorse ittiche tende a distinguere tra misure di controllo dell'output (limiti alle catture per l'intera flotta o per singole unità), dell'input (limiti allo sforzo di pesca) e misure tecniche di conservazione (discipline sulla taglia del pescato, dimensioni delle maglie, sospensioni temporanee, aree protette, ecc...). Questa classificazione assume implicitamente l'esistenza di un rapporto gerarchico fra l'autorità di gestione, detentrica della proprietà delle risorse in nome della collettività, e i soggetti chiamati al rispetto delle regole. Tale approccio (di "command and control") impedisce di valorizzare il ruolo delle imprese nei casi in cui le misure adottate possano configurare un interesse al perseguimento di una sostenibilità forte attraverso l'introduzione di specifici diritti di proprietà (Spagnolo, 2006).

Un diverso tipo di classificazione delle misure di gestione può valorizzare quest'ultimo aspetto, focalizzandosi sul trasferimento di diritti dalla collettività verso le imprese di pesca e tenendo conto della capacità di internalizzare i costi derivanti dalla natura comune delle risorse ittiche. Spagnolo (2006) riconosce due misure di gestione⁹ (concretamente attuate in diversi contesti del mondo) che fanno riferimento a diritti di proprietà capaci di internalizzare le esternalità¹⁰:

- I diritti di proprietà territoriali (TURF) assegnati a determinati gruppi per lo sfruttamento di una determinata area.
- I diritti di proprietà sulle risorse, distinguibili fra quote individuali (IQ) e quote individuabili trasferibili (ITQ).

⁸ Il concetto di proprietà comune (*res communes*) e libero accesso (*res nullius*) sono sostanzialmente diversi; in letteratura i due concetti sono talvolta assimilati (o confusi) poiché le conseguenze a cui portano (sovrasfruttamento delle risorse) sono generalmente gli stessi.

⁹ Shotton (2000) riconosce anche i diritti di proprietà trasferibili sui fattori di produzione. Palmer (2000) cita la legislazione australiana dove questi diritti possono comprendere sia diritti sull'uso di particolari imbarcazioni o attrezzature, sia diritti sulla pratica della pesca per determinati periodi (numeri di giorni o mesi).

¹⁰ Un mezzo tradizionalmente utilizzato in altri campi dell'economia dell'ambiente per correggere il problema delle esternalità prevede il ricorso a imposte pigouviane. Clark (1990) espone molto chiaramente il parallelismo e le differenze che sussistono fra uso di imposte pigouviane e diritti di proprietà, quando questi mezzi sono impiegati per la gestione delle risorse ittiche.

L'introduzione di diritti territoriali (TURF) che prevedono il pieno trasferimento delle responsabilità in favore dei detentori dei diritti risulta idonea nei casi in cui le risorse assumono carattere sedentario; solo in questo caso infatti non vi è competizione fra coloro che godono del diritto territoriale e coloro che esercitano la pesca al di fuori del confine.

Le quote individuali e quelle trasferibili configurano un vero e proprio trasferimento di proprietà, dato che ciascuno dei possessori ha la certezza di poter prelevare, esclusivamente, la quantità che gli è stata attribuita. L'introduzione di diritti di proprietà, attraverso quantitativi massimi pescabili, contribuisce a limitare il livello di mortalità sugli stock senza alcun intervento diretto sullo sforzo di pesca. Il requisito essenziale risiede nella corretta valutazione delle dinamiche degli stock e della loro mortalità dovuta alla pesca. Si richiede dunque l'individuazione di una quota totale di catture ammissibili (TAC) da suddividere successivamente fra i differenti proprietari di quote individuali.

Le TAC sono già oggi largamente diffuse nei contesti gestionali internazionali, senza tuttavia prevedere una successiva ripartizione in quote individuali secondo lo schema dei diritti di proprietà. La TAC viene calcolata sulla base di indici di riferimento biologici. Gli sbarchi devono essere continuamente monitorati in modo tale che, una volta raggiunto il limite prefissato, la stagione di pesca sia interrotta.

Attraverso questa misura l'autorità di gestione può dunque fissare livelli di catture inferiori a quelli attuali per consentire un recupero graduale dello stock nel tempo. Una volta raggiunto il livello di stock ritenuto conveniente, la TAC può nuovamente essere alzata e magari fissata a livelli di catture superiori a quanto non fosse in precedenza. Avendo proceduto per innalzare il livello dello stock, la popolazione ittica infatti è ora in condizione di rigenerarsi a ritmi più elevati, e la TAC può essere fissata, ad esempio, in coincidenza con la MSY. Tuttavia se il nuovo livello produttivo rappresenta una situazione di equilibrio biologico, esso non rappresenta una situazione di equilibrio economico.

Seguendo il modello bioeconomico a prezzi variabili illustrato precedentemente, si può infatti constatare che in corrispondenza del MSY i ricavi medi del settore risultano superiori ai costi medi. La differenza genera un profitto aggiuntivo che, in assenza di opportuna regolamentazione, determina una modifica nei comportamenti degli operatori e (se possibile) l'ingresso di nuove unità produttive. In altri termini l'introduzione della TAC contribuisce ad attivare il fenomeno noto come "race to fish", alla produzione di una capacità di pesca aggiuntiva e alla sovracapitalizzazione dell'area, dato che ciascuna

impresa avrà interesse a catturare la quantità maggiore nel più breve tempo possibile, prima che la quota complessiva sia raggiunta e l'attività di pesca sospesa (Spagnolo, 2005). All'aumentare dello sforzo la quota unitaria catturata da ciascuna imbarcazione tenderà a decrescere, i costi medi aumenteranno e il nuovo equilibrio bioeconomico si raggiungerà quando costi medi e ricavi medi torneranno a coincidere.

Per queste ragioni ove il meccanismo delle TAC è stato adottato (Nord America, Australia, Nord Europa) esso viene generalmente integrato con altre misure tecniche volte a limitare lo sforzo di pesca e le catture dei pesci di piccola taglia, o ancora misure per la costituzione di aree protette.

Un'opzione alternativa è invece quella di accompagnare le TAC con l'introduzione di quote individuali. In questo modo l'approccio biologico è associato a principi che traggono fondamento dalla teoria dei diritti di proprietà. Ciascuna quota individuale rappresenta una frazione del totale pescabile stabilito ciascun anno in funzione dello stato dello stock. Si elimina così l'incentivo alla "race to fish", infatti, essendo ciascuna impresa proprietaria di una quantità prefissata dello stock, può decidere di prelevarla nel tempo e nei modi da essa ritenuti più opportuni, indirizzandosi verso prodotti di maggiore qualità, dimensione e valore unitario. Ci sarà convenienza a migliorare l'efficienza nella combinazione dei fattori di produzione, determinando una riduzione dello sforzo di pesca. Vi sarà anche lo stimolo a pescare in periodi di minore congestione, evitando di contribuire alla determinazione di un eccesso di offerta come invece avviene nei sistemi gestionali basati sulle TAC (Spagnolo, 2005). Infine si darà maggiore attenzione allo sviluppo dei canali commerciali e al ruolo della filiera.

Qualora le quote individuali siano trasferibili si realizza la completa applicazione delle teorie sui diritti di proprietà, favorendo l'internalizzazione delle esternalità e l'efficiente allocazione dei fattori produttivi. Le quote in questo caso possono essere scambiate e il mercato ne determinerà il prezzo. Evidentemente le imprese più efficienti attribuiranno un valore maggiore alla quota e saranno in grado di pagare un prezzo più elevato rispetto alle imprese meno efficienti. Poiché le imprese più efficienti saranno in grado di acquistare i diritti delle imprese meno efficienti, si attiverà un processo di concentrazione dei costi e dei benefici che favorirà il raggiungimento del massimo rendimento economico (MEY).

D'altra parte l'applicazione dei diritti di proprietà al caso delle risorse ittiche non è priva di critiche e diffidenze. McCay (1999) riassume in un suo articolo le più importanti fra queste.

Inizia con una prima critica di carattere teorico. Riprendendo elementi già esaminati in questo capitolo, fa notare che il solo possesso di un titolo di proprietà non garantisce che l'uso che se ne faccia sia sostenibile. Come già detto infatti, in particolari situazioni di incertezza rispetto al futuro, di redditività della risorsa e di tasso di sconto, il proprietario dello stock (qualora lasciato libero di decidere autonomamente i tassi di prelievo, cioè la TAC) potrebbe decidere di prelevare completamente la risorsa e investire i proventi in attività più produttive. D'altro canto nei sistemi di gestione delle risorse ittiche basati sui diritti di proprietà, in cui le quote dei singoli proprietari dipendono dalla determinazione previa della TAC, la proprietà privata non sarebbe sufficientemente "privata" e dunque non garantirebbe tutti i benefici più volte ricordati. Lo stock infatti rimarrebbe ancora una risorsa collettiva, che può essere suddivisa in quote, ma che fisicamente non può essere ripartita ai rispettivi proprietari in maniera che ognuno si prenda cura, protegga e migliori la propria parte. Rimangono dunque alti gli incentivi a non curarsi troppo della risorsa sperando che qualcun altro se ne occupi.

A parte queste considerazioni generali e teoriche, in molte località del mondo si registrano forti resistenze a una possibile introduzione dei diritti di proprietà, e diverse spiegazioni possono essere date a tali comportamenti.

In primo luogo un cambiamento nella struttura dei diritti modifica inevitabilmente la struttura delle relazioni sociali ed economiche all'interno di una comunità. Uno degli aspetti più probabili, se non addirittura previsti e auspicati dall'autorità di gestione, consiste in una generale riduzione della flotta e in una più o meno intensa concentrazione dei diritti nelle mani delle imprese più efficienti.

Un fenomeno meno studiato riguarda il mutamento delle relazioni lavorative all'interno delle imbarcazioni. Eventuali rapporti di condivisione e ripartizione di rendita e rischio fra proprietario della barca, capitano e altri membri dell'equipaggio, possono venire modificati nel momento in cui il proprietario della barca diviene anche proprietario dei diritti di pesca. Mentre i proprietari della barca vengono premiati con la proprietà di una quota di capitale naturale che, a seconda della convenienza, possono decidere di sfruttare, affittare o vendere, i lavoratori devono sopportare il rischio del licenziamento e la difficoltà di trovare lavoro in un settore che tende a contrarsi. Un possibile intervento correttivo consiste in un meccanismo dove le quote vengano distribuite anche agli equipaggi oltre che ai proprietari delle imbarcazioni (Edwards, 2000).

A seconda che il possesso di quote di pesca venga o meno consentito a determinate categorie economiche, ad esempio imprese di trasformazione o altri compratori, si assiste anche a cambiamenti nelle relazioni di potere fra queste categorie e i produttori (con il rischio, ad esempio, che i pescatori diventino dipendenti delle imprese di trasformazione).

In maniera più vasta un'intera comunità, nei luoghi ove l'economia ittica rappresenta un settore trainante, può venire sconvolta durante i successivi processi di vendita e riallocazione dei diritti. Porti marginali possono venire abbandonati a favore di altri dotati di maggiori servizi e infrastrutture; lo stesso destino può toccare a tutte le imprese collocate a valle e a monte della filiera. Per risolvere questi problemi sarebbero necessarie delle limitazioni alla trasferibilità dei diritti di pesca, fissando ad esempio delle quote a livello di flotta, porto o comunità.

Una questione critica piuttosto dibattuta riguarda l'allocazione iniziale dei diritti di proprietà. Da una parte si discute quali siano i requisiti da seguire per la ripartizione delle quote, preferendo ad esempio metodi basati sulla serie storica delle catture o metodi basati sul numero e caratteristiche delle imbarcazioni. Dall'altra si dibatte se tale allocazione debba essere gratuita o se invece vada, in maniera parziale o totale, pagata dai futuri proprietari dei diritti. Quest'ultima soluzione, sebbene giustificabile in quanto si sta trasferendo una risorsa pubblica a privati, risulta senza dubbio impopolare per i pescatori e una minima applicazione è stata tentata solo in Cile (Edwards, 2000). L'acquisto delle quote iniziali potrebbe inoltre sfavorire o impedire l'accesso ai pescatori più svantaggiati che non dispongono di capitali sufficienti. Un argomento in parte collegato insiste sul caso di tassare o meno, e quanto, la rendita dell'industria ittica dopo l'introduzione dei diritti di proprietà, sia per ripagare le spese di gestione del sistema, sia per ridistribuire all'intera popolazione la rendita ricavata dallo sfruttamento di una risorsa pubblica

Dal punto di vista biologico e ambientale infine, è noto ed evidente che il sistema dei diritti di proprietà può funzionare bene quando le flotte pescano una o poche specie. La gestione diventa invece molto complicata nel caso di pesca multispecifica, quando i pescatori si trovano di fronte a restrizioni per più specie. Poiché per questi tipi di pesca non è possibile estrarre in maniera selettiva gli esemplari dei diversi stock, una volta raggiunto il limite per una determinata specie i produttori si vedono costretti a ributtare in mare gli esemplari per cui non hanno più diritto di estrazione. Sebbene siano stati proposti e adottati complessi strumenti che consentano lo scambio, la vendita o la restituzione di queste quantità fra singoli produttori, o fra produttori e autorità di gestione, il controllo e

l'amministrazione del sistema potrebbe raggiungere un livello di complessità insostenibile quando le specie pescate sono diverse decine o addirittura centinaia.

Le critiche espresse sopra sono sufficienti per spiegare come mai in molti Paesi fra cui l'Italia, il sistema dei diritti di proprietà è fortemente osteggiato. In Italia per di più, data l'elevata multispecificità della pesca, non si è fatto ricorso finora neppure alle TAC (con l'esclusione del tonno) così ampiamente utilizzate nei mari del Nord Europa, da qui il ricorso a tradizionali regolamentazioni che agiscono attraverso riduzione della pressione e della capacità di pesca.

Queste includono, come anticipato all'inizio del paragrafo, misure di controllo dell'output, dell'input e le misure tecniche.

Le misure di controllo dell'output includono le catture ammissibili totali (TAC) e i limiti di cattura per imbarcazione.

Le misure di controllo dell'input incidono direttamente sullo sforzo di pesca esercitato e comprendono limitazioni attraverso licenze e permessi di pesca, restrizioni sul tempo di pesca, limitazione sulla dimensione, potenza e caratteristiche delle imbarcazioni. Questi tipi di interventi in generale si scontrano con il problema del progresso tecnologico per cui, col procedere del tempo, lo sforzo reale aumenta a parità degli altri parametri.

Le misure tecniche intervengono invece sulle relazioni fra input ed output del processo produttivo ed includono limitazioni sulla taglia e sesso del pescato, sulle maglie delle reti, su determinati periodi ed aree di pesca. Tutte hanno l'obiettivo di limitare la pressione di pesca su determinate fasi biologiche dello stock, ritenute fragili ed importanti da proteggere.

Infine l'ultima alternativa a disposizione del decisore pubblico consiste nell'influenzare le decisioni dei soggetti privati attraverso l'introduzione di politiche di mercato quali sussidi e imposte.

2. IL CONTESTO BIOLOGICO, SOCIO-ECONOMICO, ISTITUZIONALE

2.1 Le caratteristiche ecologiche del Mar Adriatico

Il Mar Adriatico si estende in direzione nordovest - sudest per oltre 700 km. La larghezza fra Pescara e Split è di circa 200 km. La superficie complessiva si aggira sui 138.000 chilometri quadrati, ossia un ventesimo dell'intero Mediterraneo. La costa orientale risulta alta, rocciosa, articolata, con scarso afflusso fluviale. Quella occidentale è in generale più bassa, caratterizzata dalle pianure alluvionali del fiume Po e della Puglia settentrionale.

L'Adriatico viene generalmente suddiviso in tre subaree ecologiche, l'alto e il medio Adriatico (che rientrano nella divisione GSA 17¹¹), fra loro più simili da un punto di vista ecologico ed oceanografico, e il basso Adriatico (GSA 18) più simile da un punto di vista ecologico allo Ionio settentrionale.

L'alto e medio Adriatico è caratterizzato da un'estesa piattaforma continentale con fondali sabbiosi o fangosi che, lungo le coste italiane e in acque internazionali, sono ampiamente utilizzati per la pesca a strascico e dalle draghe idrauliche (meno favorevoli per questi tipi di pesca risultano invece le coste slave). Le acque sono infatti relativamente poco profonde. Nel nord non si superano i 75 metri, nel centro si arriva a 100 metri, con l'eccezione della cosiddetta Fossa di Pomo dove si raggiungono i 300 m. La bassa profondità costituisce un elemento positivo perché viene favorito il ricambio di acqua; contemporaneamente, durante le mareggiate, il materiale nutritivo depositato sui fondali

¹¹ GSA è l'acronimo di Geographical Sub-Area; si tratta di una suddivisione stabilita dalla Commissione Generale per la Pesca nel Mediterraneo (GFCM) ed è oggi comunemente utilizzata in sede nazionale per far riferimento alle tendenze degli stock, ai risultati delle flotte e alle misure di gestione.

può essere facilmente sollevato e rimesso in circolazione instaurando meccanismi ecologici che contribuiscono a una maggiore produttività.

Per contro, il basso Adriatico si differenzia per una limitata estensione della piattaforma continentale e per la presenza di elevate profondità (oltre mille metri), che fanno supporre una diversa dinamica del sistema ecologico.

Va sottolineato che l'Adriatico centro settentrionale costituisce la più ampia piattaforma continentale del Mediterraneo e conta con una gran diversità di habitats. La diversità ambientale si riflette a sua volta nella biodiversità marina. La fauna ittica, soprattutto al nord, risulta per certi aspetti unica, potendovi ritrovare alcune specie endemiche ed altre che sono tipiche dell'Atlantico settentrionale (Norvegia e Islanda) e che nel Mediterraneo si ritrovano confinate nei lembi più settentrionali, come appunto il Nord Adriatico, il Golfo di Lione o il Mar Nero; una di queste specie è lo spratto (*Sprattus sprattus*) (Bombace, 1993).

L'apporto di nutrienti è dominato dal fiume Po e dagli altri fiumi che percorrono la pianura padano-veneta (Fonda Umani, 1996); le acque di questi fiumi, una volta arrivate in mare, sono spinte dalla forza di Coriolis a scorrere lungo la costa italiana. Si crea quindi un gradiente nutritivo, decrescente da nordovest verso sud-est, che influenza a sua volta la produttività marina. A livello temporale si evidenzia una superiore produttività nei mesi primaverili, elemento ricollegabile all'apporto di acqua da parte dei fiumi alpini.

Da un punto di vista commerciale la maggiore produttività del Mar Adriatico rispetto agli altri mari italiani si deve in particolare a due tipologie di prodotti ittici, le vongole e i piccoli pelagici.

Per pelagici si intendono quegli organismi che svolgono gran parte del loro ciclo vitale lontano dal fondo del mare. Nel Mar Adriatico le specie più importanti per la pesca appartenenti alla categoria dei piccoli pelagici sono l'acciuga o alice (*Engraulis encrasicolus*) e la sardina (*Sardina pilchardus*). Specie minori sono lo spratto (*Sprattus sprattus*) pescato quasi esclusivamente nell'Alto Adriatico, l'alaccia (*Sardinella aurita*) maggiormente presente al sud e lo sgombro (*Scomber scombrus*).

L'acciuga si riproduce prevalentemente nella parte occidentale dell'Adriatico, nelle acque poco profonde e ricche di nutrienti che vanno dall'alto Adriatico (in particolare il delta del Po) fino al promontorio del Gargano (Agostini e Bakun, 2002). La riproduzione avviene nei mesi caldi, in un periodo che va da aprile a ottobre (Regner, 1996). Al contrario la sardina si riproduce in inverno, più vicino alle coste croate, in due aree

privilegiate: una settentrionale tra Ancona e l'Isola Grossa (Dugi Otok) e una meridionale nell'area dell'isola di Pelagosa (Palagruza). Mentre gli stadi giovanili dell'acciuga si concentrano nei mesi autunnali lungo la costa dell'Adriatico centrosettentrionale, gli stadi giovanili di sardina risultano più sparsi: due zone di alta concentrazione sono state individuate fra Venezia e Trieste e di fronte al Gargano (Leonori *et al.*, 2009).

Coll *et al.* (2007) sottolineano che i piccoli pelagici, acciughe e sardine soprattutto, sono alla base dell'intera catena trofica del Mar Adriatico, per cui rivestono un ruolo fondamentale per l'equilibrio dell'ecosistema.

2.2 La pesca dei piccoli pelagici in Adriatico

Due tipi di attrezzi sono attualmente utilizzati per la pesca dei piccoli pelagici: le reti per il traino pelagico (volante) e le reti da circuizione con attrazione luminosa (lampara). Il nome dell'attrezzo ha determinato anche il nome delle imbarcazioni, comunemente chiamate volanti e lampare. Le volanti, che oggi costituiscono le imbarcazioni più comuni in Italia, vennero introdotte negli anni cinquanta, ma iniziarono a divenire predominanti solo dopo la metà degli anni sessanta.

Le volanti sono prevalentemente operative durante il giorno (le imbarcazioni lasciano il porto alle 2.30 – 5.00 del mattino secondo le abitudini di ogni località), con viaggi che durano circa 11-15 ore, ed effettuano gli sbarchi nel pomeriggio-sera. La lunghezza dei viaggi è normalmente proporzionale alle dimensioni delle imbarcazioni e si possono raggiungere le 50-60 miglia, sebbene siano più frequenti viaggi di 10-35 miglia. Vicino alla costa risultano maggiori le catture di sardine mentre in mare aperto sono predominanti le acciughe; ad ogni modo i banchi risultano spesso mescolati e conseguentemente le catture sono miste. Le reti tese fra due imbarcazioni vengono trainate a mezz'acqua o sfiorando appena il fondo (reti semipelagiche). Secondo i regolamenti europei le maglie delle reti hanno una dimensione di 20 mm. Catture massime di 15 tonnellate al giorno per coppia di barche sono state registrate alla fine degli anni settanta e primi anni ottanta quando la CEE pagava un bonus per l'eccesso di produzione invenduto. Oggigiorno le catture raggiungono al massimo le 4 tonnellate al giorno (Cingolani *et al.*, 1996).

Le lampare continuano oggi ad operare nel Centro Adriatico, a sud di Ancona, e nel golfo di Trieste. La loro attività è notturna (escluso nei giorni di luna piena), si svolge solo

con buone condizioni climatiche e normalmente si interrompe nei mesi invernali. Questo attrezzo risulta più efficace della volante nelle zone ove il mare raggiunge grandi profondità (sopra gli 80-100 metri). La rete è manovrata dai pescatori in modo da accerchiare rapidamente i banchi di pesce (attratti da una fonte luminosa accesa su piccole lance), per poi tirare con tempestività il cavo di chiusura della rete. Si sono registrate catture massime di 8 tonnellate per imbarcazione al giorno. Normalmente gli esemplari catturati con questo attrezzo sono in migliori condizioni e possono spuntare un miglior prezzo rispetto a quelli pescati con le volanti¹². In alcuni casi, come succede a San Benedetto del Tronto, durante i mesi invernali le imbarcazioni cambiano attrezzatura per agire come volanti vicino alla costa (Santojanni *et al.*, 2005). Va precisato che le imbarcazioni operanti nel Mar Adriatico dispongono spesso di più tipi di licenza e possono dunque praticare diverse tipologie di pesca, secondo le stagioni e le opportunità¹³. La flessibilità e la diversificazione nell'uso degli attrezzi da pesca sono una caratteristica della flotta italiana che garantisce la stabilità nel volume di catture per battello e conseguentemente il reddito dei pescatori (Placenti *et al.*, 2005d).

Una questione dibattuta relativamente alla pesca dei piccoli pelagici, soprattutto delle sardine, riguarda l'eventuale fenomeno degli scarti in mare e la sua relativa quantificazione. Da osservazioni fatte direttamente sulle barche negli anni novanta e da interviste informali (Santojanni *et al.*, 2005) risulta che il comportamento dei pescatori è molto diverso da porto a porto (ad Ancona ad esempio sembra più frequente che altrove) e potrebbe essere ricollegabile alle caratteristiche dei corrispettivi mercati.

A partire dal 1988 la pesca con le volanti¹⁴ (le lampare sono escluse) è soggetta a un fermo estivo con lo scopo di permettere la rigenerazione degli stock; il fermo ha una durata che in generale dura 30-40 giorni e si può estendere contemporaneamente su tutto l'Adriatico o in periodi consecutivi su parti di esso¹⁵. Nei due mesi successivi al fermo, quando il mare presenta dati di produttività giornaliera superiori alla media, le barche

¹² C'è inoltre da tener conto che questo tipo di pesca è particolarmente diffuso nelle zone di acqua alta di fronte alle coste abruzzesi e marchigiane, ove tendono a radunarsi individui di acciughe di maggior età e dunque di maggior dimensione. Questo è un altro motivo che spiega il maggior prezzo spuntato delle lampare. Le acciughe di grandi dimensioni vengono con maggior facilità destinate alla salagione.

¹³ IREPA raggruppa le imbarcazioni in 8 categorie sulla base dell'attrezzo maggiormente utilizzato nel corso dell'anno. Bisogna però tener conto che gli attrezzi disponibili sono circa una quarantina, a loro volta raggruppati in 13 tipi di licenza di pesca.

¹⁴ La norma si applica alle reti da traino, quindi include anche la pesca a strascico

¹⁵ Nel 2009 (DM 30 luglio 2009) l'interruzione è stata di 30 giorni: dal 3 agosto al 1 settembre per le imbarcazioni iscritte nei compartimenti da Trieste a Bari; dal 15 agosto al 14 settembre per i compartimenti di Ortona e Pescara; dal 31 agosto al 29 settembre per i compartimenti da Brindisi ad Imperia.

possono pescare per un massimo di 4 giorni settimanali¹⁶. Dal 1983 è proibita la trasformazione delle acciughe in farina di pesce (Cingolani *et al.*, 1996).

2.3 Stato ed evoluzione della flotta pelagica

2.3.1 La flotta pelagica in Italia

Le statistiche ufficiali italiane sulla flotta risultano nel tempo molto frammentarie a causa delle revisioni periodiche dei criteri riguardanti definizioni, classificazioni e presentazione dei dati statistici, cosicché risulta difficile disporre di serie storiche standard confrontabili nel tempo (Spagnolo e Placenti, 1998); si consideri che la categoria delle volanti di coppia venne valutata separatamente solo negli anni ottanta (con molte difficoltà di classificazione e di rilevazione che rendono i dati comunque molto discutibili¹⁷) mentre il numero di giorni di pesca fu rilevato solo dagli anni novanta.

IREPA nel tentativo di costituire un database storico il più possibile completo dello sforzo di pesca in Italia, partendo da statistiche ufficiali e rilevazioni proprie, ha elaborato la banca dati "Moses" in cui numero di imbarcazioni, stazza lorda, potenza motore e ore di pesca, vengono ricostruite per sistemi e aree di pesca a partire dall'anno 1968 (Spagnolo e Placenti, 1998). Nonostante la sua utilità la banca dati si presta a particolari problematiche nel caso della pesca dei pelagici. In alcuni lavori recenti sulla pesca dei pelagici in Adriatico (Placenti *et al.*, 2005b, 2005c) l'equipe di IREPA ha utilizzato la serie storica del Moses dal 1972 al 2000. Vista la difficoltà di separare le volanti da altre imbarcazioni che realizzano sistemi di pesca polivelanti, nello studio sono state considerate una media di 1676 imbarcazioni. Sebbene anche i polivalenti possano effettivamente realizzare minime catture di sardine e acciughe, la quasi totalità di sbarchi si deve a volanti e lampare che, nel periodo in esame, erano presumibilmente attorno alle 160 e 60 unità rispettivamente (Cingolani *et al.*, 1996).

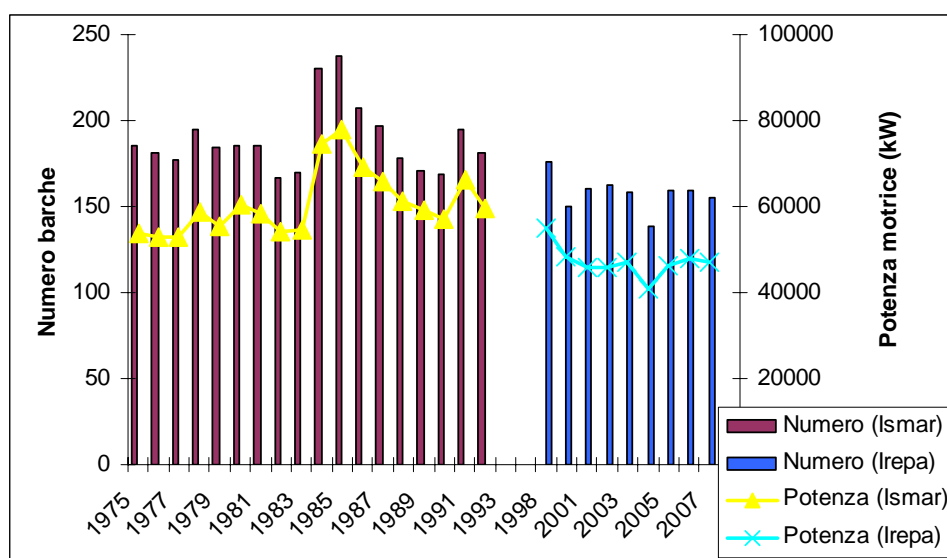
Rilevamenti di ISMAR-CNR (Istituto di Scienze Marine – Consiglio Nazionale delle Ricerche) di Ancona fra il 1975 e il 1992 (Cingolani *et al.*, 1996) evidenziano che è

¹⁶ Negli altri mesi le giornate lavorative sono cinque, dal lunedì al venerdì. Secondo il Decreto Ministeriale del 18 marzo 2002 la pesca dei piccoli pelagici nelle acque antistanti i compartimenti da Trieste a Brindisi, esercitata con gli attrezzi denominati "circuizione" e "volante" osservano il fermo tecnico della pesca con le seguenti modalità: a) per il sistema denominato "circuizione", dalle ore 17 del venerdì alle ore 17 della domenica; b) per il sistema denominato "volante", dalle ore 00,00 del sabato alle ore 00,00 del lunedì.

¹⁷ Si rammenti che le imbarcazioni possono facilmente passare da un sistema di pesca all'altro.

quest'ultimo l'ordine di grandezza più adeguato per condurre uno studio sulla cattura dei piccoli pelagici. La Figura 5 mostra i dati raccolti da ISMAR in quegli anni con i più recenti dati ufficiali messi a disposizione da IREPA Onlus (Istituto di ricerche economiche per la pesca e l'acquacultura); entrambe le serie si riferiscono all'alto e medio Adriatico (GSA 17), dunque Puglia esclusa, e considerano il numero totale di imbarcazioni (volanti più lampare) e la potenza totale dei due sistemi di pesca. Si evidenzia che la flotta è andata crescendo dagli anni settanta fino al 1985, dopodiché la tendenza si è andata invertendo.

Figura 5. Evoluzione della flotta pelagica italiana (numero di barche e potenza motrice) secondo la serie storica di ISMAR (1975-1992) e IREPA (1998-2008).



Fonte: Rielaborazione su dati ISMAR e IREPA.

Bisogna considerare che nel corso degli ultimi anni l'intera flotta italiana ha registrato una consistente riduzione anche per l'impiego di risorse comunitarie e nazionali rese disponibili dalla misura di arresto definitivo prevista dallo SFOP¹⁸ e, in precedenza, dai fondi strutturali 1994/1999. Negli ultimi anni però tale riduzione è stata molto attenuata fra le volanti e le lampare, avendo le autorità riconosciuto una maggiore criticità in altri settori della flotta (specie lo strascico) e indirizzando verso queste ultime gran parte delle risorse finanziarie.

¹⁸ Lo SFOP è stato lo strumento finanziario di orientamento della pesca nel periodo 2000-2006 con cui si intendeva contribuire al conseguimento degli obiettivi della politica comune della pesca tramite interventi strutturali. Attualmente è in vigore il FEP.

Come anticipato le volanti sono concentrate nelle tre ragioni di Veneto, Emilia Romagna e Marche (102 battelli nel 2008 secondo la classificazione di IREPA); si tratta di imbarcazioni di dimensioni relativamente grandi (per gli standard del Mediterraneo) con un GT medio compreso fra 59 (in Emilia Romagna) e 112 (nelle Marche) tonnellate, e una potenza motrice media fra i 270 (in Veneto) e i 480 (nelle Marche) kW. Le lampare sono invece attive nel golfo di Trieste e a sud di Ancona (essenzialmente in Abruzzo). Mentre le lampare del Friuli Venezia Giulia sono barche di piccole dimensioni (una ventina di battelli con 10 tonnellate di GT e 112 kW di potenza motrice media), quelle a sud di Ancona hanno caratteristiche molto simili alle volanti (100 tonnellate di GT medio e 344 kW di potenza motrice per 27 battelli abruzzesi).

È il caso a questo punto di rivedere alcuni commenti circa la specializzazione della pesca dei piccoli pelagici. Le note del paragrafo precedente potrebbero indurre a credere che questa classificazione di volanti e lampare sia in qualche modo un artificio privo di una reale utilità, in altre parole che i battelli classificati come volanti e lampare peschino (oltre ai piccoli pelagici) anche altre specie e che a loro volta i piccoli pelagici siano il bersaglio di imbarcazioni classificate con un diverso nome. Altri elementi potrebbero ulteriormente accrescere questo timore: si consideri ad esempio che per la classificazione di IREPA (che è poi quella utilizzata per questa ricerca), per considerare un'imbarcazione volante (o lampara), è sufficiente che sul totale del tempo di pesca il 50% sia svolto con il relativo attrezzo (reti da traino a coppia o reti da circuizione). Si prenda poi, come esempio, il caso dell'Emilia Romagna: IREPA, con questa classificazione, conta una quarantina di volanti; dall'archivio delle Licenze di Pesca (ALP)¹⁹ risulterebbe invece che le imbarcazioni con la licenza per operare come volanti sono una novantina: tutte hanno però altre licenze e solo una appare con il titolo di "volante" come attrezzo principale.

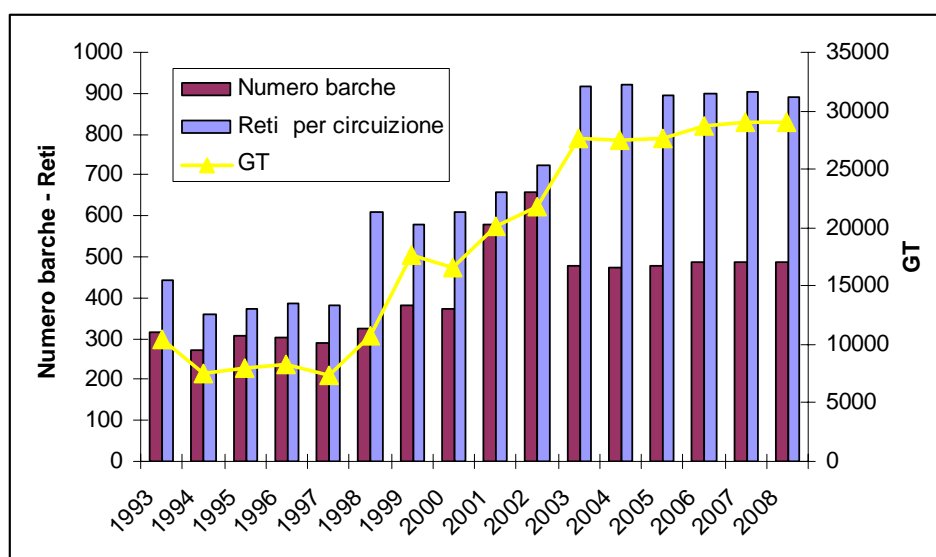
In verità la situazione è molto diversa ed esiste una relazione biunivoca fortissima fra volanti/lampare da una parte e piccoli pelagici dall'altra. Basti pensare a questi due dati relativi all'intera pesca italiana (con dati IREPA del 2007) secondo cui, utilizzando la classificazione di IREPA, volanti e lampare assieme avrebbero pescato oltre il 95% del totale di sardine e acciughe e che, sul totale pescato dalle volanti, oltre il 90% è costituito da sardine e acciughe.

¹⁹ L'ALP è gestito dalla Direzione generale della Pesca Marittima e dell'Acquacoltura del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali.

2.3.2 La flotta pelagica in Slovenia e Croazia

Nel corso della ricerca non si è individuato nessun dato utile per rilevare lo sforzo di pesca esercitato al tempo della ex Jugoslavia. Per quanto riguarda le attuali repubbliche di Slovenia e Croazia sono disponibili informazioni parziali che però non possono essere confrontate con i dati italiani. Per quanto riguarda la Croazia in particolare, la cui flotta è di gran lunga superiore a quella slovena, non si sono ritrovati dati relativi alla potenza motrice della flotta e soprattutto al numero di giorni in mare. Cosa ancora più importante, i dati ufficiali non permettono di suddividere la flotta nei diversi sistemi di pesca. Nel grafico di Figura 6 si mostrano i dati resi pubblici dall'Istituto Nazionale di Statistica (varie annate) comprendenti il numero di battelli (con lunghezza superiore a 12 metri e stazza superiore a 15 GT), la stazza totale di questi (espressa in GT) e il numero di reti per la circuizione (un dato che può essere di particolare interesse per stimare l'importanza di questa tecnica di pesca).

Figura 6. Evoluzione della flotta Croata dal 1993.



Fonte: Rielaborazione su dati dell'ufficio nazionale di statistica croato (Državni Zavod Za Statistiku).

La stazza totale della flotta, più che il numero di imbarcazioni, rivela come la capacità di pesca sia rapidamente cresciuta in Croazia fra la fine degli anni novanta e il 2003, per poi assestarsi su livelli stazionari. Il parallelo incremento del numero di reti per la

circuizione suggerisce che questa crescita di capacità sia stata proporzionalmente seguita anche per la flotta pelagica (che in Croazia riguarda più le lampare che le volanti).

Uno studio all'interno del progetto AdriaMed (2004; vedi Tabella 1) attestava che in quel periodo vi era un totale di 260 battelli dediti alla pesca pelagica sul lato orientale della GSA 17, quasi tutti (253) battenti bandiera croata; si consideri che nel 2003 i battelli italiani dediti alla pesca pelagica nella GSA 17 erano solo 158. Dei 260 battelli slavi 51 utilizzavano la tecnica della circuizione ed avevano una lunghezza inferiore ai 12 metri (dunque paragonabili alle 24 lampare che operavano in Friuli Venezia Giulia), 185 utilizzavano la circuizione ed erano superiori ai 12 metri (22 in Italia, a sud di Ancona) e 22 erano volanti (112 in Italia). Questi numeri confermano che lo sforzo di pesca esercitato soprattutto in Croazia, sebbene non misurabile con la stessa unità di misura, è tutt'altro che trascurabile, pari o forse superiore a quello italiano.

Tabella 1. Stima della consistenza della flotta pelagica di Slovenia e Croazia all'inizio del millennio.

Nazione	Tecnica di pesca	Barche con lunghezza < 12 m	Barche con lunghezza > 12 m	Totale
Croazia	Volante		20	20
	Circuizione	50	183	233
Slovenia	Volante		2	2
	Circuizione	1	4	5
Totale CR+SL	Totale flotta pelagica	51	209	260

Fonte: Rielaborazione su dati AdriaMed (2004)

2.4 Evoluzione delle catture di acciughe e sardine

Una difficoltà riconosciuta fra coloro (economisti, biologi e autorità pubbliche) che si occupano dello studio e della gestione dei piccoli pelagici riguarda l'esistenza di dati di cattura provenienti da diverse fonti non sempre concordanti fra loro. In Figura 7 e Figura 8 si mettono a confronto le serie storiche delle catture di acciughe e sardine in Italia secondo quattro di queste fonti: Istat, IREPA, FAO e ISMAR.

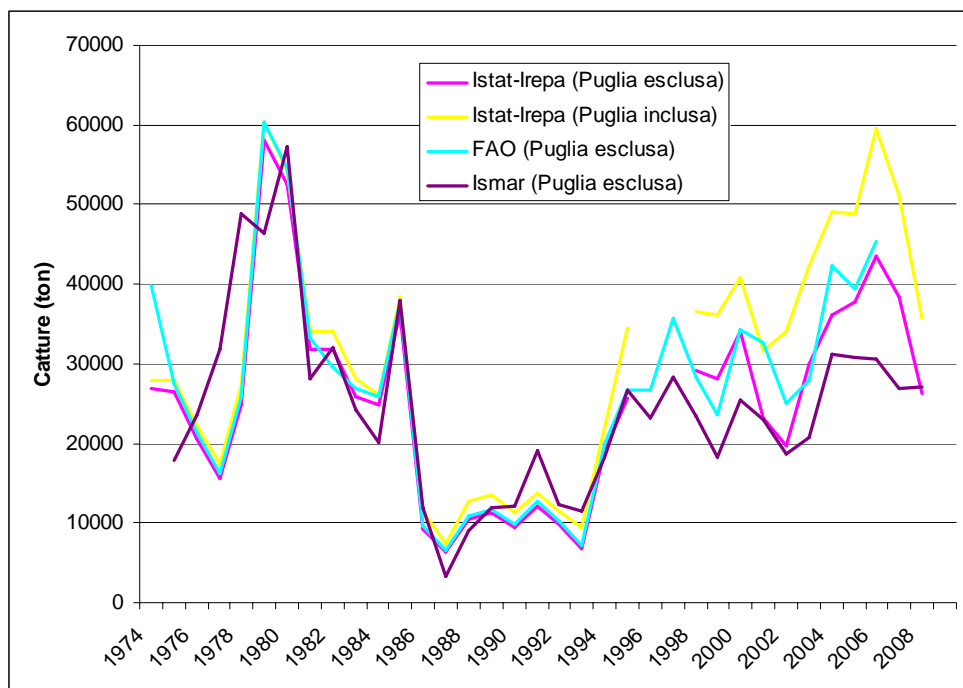
L'Istat è stata la fonte statistica ufficiale per i dati di cattura fino alla fine degli anni novanta. Successivamente l'incarico è passato ad IREPA. Sembra ormai assodato (Spagnolo e Placenti, 1998) che il procedimento campionario adottato da Istat portava a una sottostima delle catture reali per diverse specie ittiche. Per quanto riguarda la pesca

dei piccoli pelagici in Adriatico pare che il problema fosse particolarmente sensibile lungo le coste della GSA 18 dove le quantità catturate erano inverosimilmente basse. Tale circostanza si può verificare dai grafici: nel periodo di rilevamento di Istat le catture registrate in Puglia erano praticamente nulle. Il nuovo procedimento campionario promosso da IREPA alla fine degli anni novanta ha fatto emergere questo problema: dai grafici si può osservare che le catture sulle coste pugliesi non sono un elemento marginale.

I dati di cattura della FAO si riferiscono solo alla GSA 17, in quanto la GSA 18 rientra nelle statistiche della divisione ionica e i dati non sono forniti in maniera indipendente. Da un punto di vista amministrativo la GSA 17 comprende anche il nord della Puglia (porto di Vieste) per cui la sovrapposizione fra queste statistiche e quelle delle regioni italiane non è perfetta. I valori non sono molto diversi dalle statistiche ufficiali italiane (escludendo la Puglia) almeno nel periodo in cui i dati sono stati prodotti da Istat; differenze più sensibili si riscontrano con i dati di IREPA dalla fine degli anni novanta.

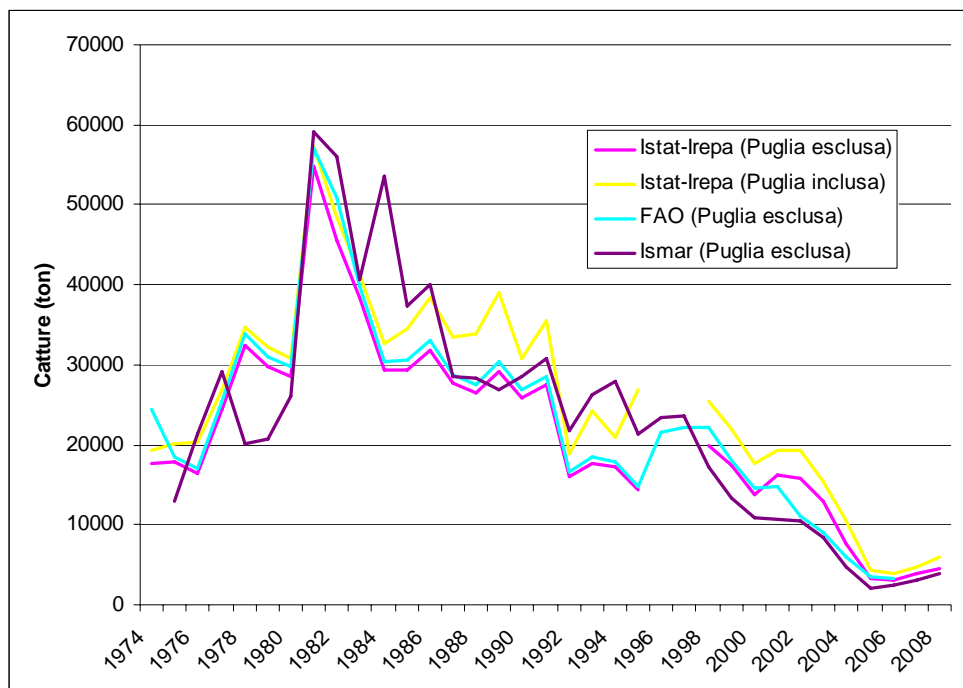
I dati dell'Istituto di Scienze Marine (ISMAR) di Ancona sono indipendenti dalle fonti statistiche precedenti e si basano su indagini censitarie. Anche in questo caso le catture si riferiscono esclusivamente alla GSA 17, fino al porto di Vieste. Le differenze riscontrate con le altre serie storiche risultano maggiori dalla fine degli anni novanta.

Figura 7. Catture di acciughe da parte della flotta italiana nel Mar Adriatico secondo diverse fonti



Fonti: Rielaborazioni su dati Istat, IREPA, ISMAR, FAO

Figura 8. Catture di sardine da parte della flotta italiana nel Mar Adriatico secondo diverse fonti



Fonti: Rielaborazioni su dati Istat, IREPA, ISMAR, FAO

A parte le differenze in termini assoluti, tutte le serie storiche mostrano trend simili. Per le acciughe si assiste a una prima impennata delle catture fino a un massimo storico per il biennio 79-80, seguita da un crollo con livelli bassissimi fra la fine degli anni ottanta e l'inizio degli anni novanta; in seguito le catture hanno ripreso a crescere gradualmente fino agli ultimi anni, senza avvicinarsi comunque ai livelli del 79-80. Per quanto riguarda le sardine il trend storico è nettamente diviso in due parti: una spiccata fase crescente fino al 1981 (con catture paragonabili ai massimi storici di acciughe) e una seguente, inesorabile, caduta sino a i minimi storici degli ultimi anni.

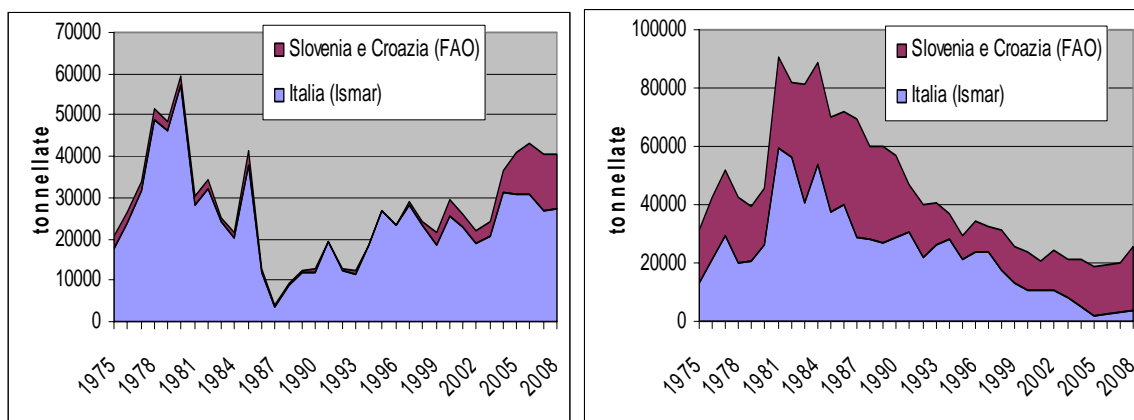
D'altra parte, specialmente in un'ottica di gestione di risorse naturali condivise, non è sufficiente limitarsi all'analisi delle catture italiane ignorando quanto successo sull'altra sponda dell'Adriatico, al tempo della Jugoslavia e nelle attuali repubbliche di Slovenia e (soprattutto) Croazia. In Figura 9 appaiono sia le catture italiane (secondo i dati di ISMAR) sia quelle delle repubbliche slave (dati FAO) e si comprende che il contributo di questi Paesi è limitato per quanto riguarda la pesca delle acciughe (sebbene la crescita a cui si assiste dalla fine degli anni novanta è evidente sia in termini di valori assoluti che in

peso relativo rispetto all'Italia²⁰). Lo stesso non si può dire per la pesca delle sardine, per le quali le flotte slave hanno sempre contribuito per circa il 50% delle catture nella GSA 17; inoltre negli ultimi anni mentre le catture italiane hanno continuato a contrarsi, in Croazia e Slovenia hanno ricominciato a crescere con un peso di oltre l'80% sulle catture totali.

Dai dati di catture totali si nota anche che solo nell'ultimo decennio le catture di acciughe sono risultate superiori a quelle di sardine, mentre per tutto il periodo anteriore il Mare Adriatico (GSA 17) ha fornito maggiori quantità di sardine.

Va detto che la pesca delle sardine e delle acciughe in Italia è stata molto condizionata nel periodo fra il 1978 e il 1985 quando le due specie erano soggette, in caso di pesca eccessiva, a un ritiro dal mercato sovvenzionato dalla CEE; in quegli anni, riducendosi per i pescatori i rischi di vendita con profitti assicurati anche in caso di pesca eccessiva non assorbibile dal mercato, si è assistiti ad elevati valori di sforzo di pesca con evidenti ripercussioni sulle catture (Santojanni *et al.*, 2005).

Figura 9. Catture totali nella GSA 17 di acciughe (sinistra) e sardine (destra).



Fonte: Rielaborazione su dati ISMAR e FAO.

2.4.1 Considerazione sulla fluttuazione delle catture e degli stock

Numerosi sono stati gli studi condotti da team di biologi, in particolare italiani e croati, per studiare la composizione degli stock dei piccoli pelagici nel Mar Adriatico e spiegare le fluttuazioni registrate nelle catture. In Italia in particolare la maggior parte

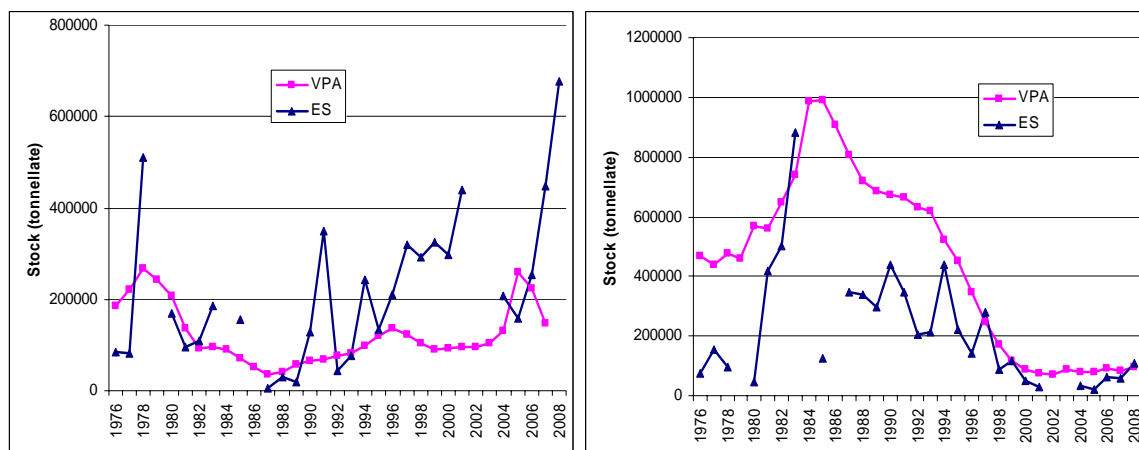
²⁰ Le catture di Slovenia e Croazia rappresentano ormai il 20% delle catture nella GSA 17.

degli studi e delle pubblicazioni si deve a ricercatori dell'ISMAR (Istituto di Scienze Marine) di Ancona.

Negli ultimi tre decenni ISMAR ha perfezionato diverse tecniche per stimare lo stato degli stock. Due metodologie completamente distinte sono state impiegate a tale scopo: da una parte si è proceduto sperimentalmente attraverso tecniche acustiche (Azzali, 2002; Azzali *et al.*, 2002, 2007; Leonori *et al.*, 2006a, 2006b, 2009), dall'altro si sono adottati modelli che utilizzano come dati di partenza le catture e lo sforzo della flotta da pesca (Cingolani *et al.*, 1996, 2003a, 2003b, 2004a, 2004b; Santojanni *et al.*, 2001, 2003, 2005, 2006, 2009). I due sistemi d'indagine producono dati diversi ma che in generale seguono un trend comune (molto più evidente per le sardine che non per le acciughe) consentendo considerazioni simili²¹.

Risultati ancora diversi (soprattutto per le acciughe) sono stati ottenuti sperimentalmente attraverso campionamenti condotti dal 1996 ad oggi, con rete a strascico²², da altre equipe di biologi (Piccinetti *et al.*, 2009a,b).

Figura 10. Consistenza degli stock di acciughe (sinistra) e sardine (destra) secondo le due metodologie adottate da ISMAR: Virtual Population Analysis (VPA) ed Ecosurvey (ES).



Fonte: Rielaborazione su dati ISMAR.

²¹ Per essere precisi il metodo acustico prende in considerazione solo rilevamenti eseguiti nel versante nord occidentale della GSA 17 mentre la VPA si riferisce a tutta la GSA 17, quindi non è completamente corretto confrontare i valori di biomassa di due aree non omogenee.

²² Queste ricerche sono in verità finalizzate allo studio delle specie demersali. Le catture dei piccoli pelagici sono solo accessorie.

In diverse occasioni i ricercatori di ISMAR hanno sottolineato che le notevoli fluttuazioni negli stock di piccoli pelagici sarebbero da attribuirsi in primo luogo a variazioni nelle condizioni ambientali (in grado di influenzare i fenomeni riproduttivi e la sopravvivenza degli esemplari negli stadi giovanili) piuttosto che all'effetto della pesca, sebbene quest'ultima possa aver aggravato certe situazioni (Cingolani *et al.*, 1996, 2003a, 2003b, 2004a, 2004b; Santojanni *et al.*, 2001, 2003, 2005, 2006, 2009; Azzali *et al.*, 2002, 2007; Leonori *et al.*, 2009). Del resto brusche variazioni negli stock di pelagici sono un fenomeno comune anche in altri mari, sia in presenza che in assenza di un'elevata attività di pesca; nel Pacifico ad esempio, a causa di complesse ciclicità climatiche, a periodi di abbondanza di acciughe si alternano periodi di abbondanza di sardine (Murphy, 1967; Chavez *et al.*, 2003).

Dati molto bassi nel reclutamento²³ sono stati registrati per le acciughe negli anni ottanta (valori minimi nel biennio 86-87), ovvero in corrispondenza del collasso delle catture. Le stime indicano che il reclutamento era molto più alto alla fine degli anni settanta. Poiché le reclute costituiscono una parte relativamente importante nelle popolazioni con una vita media corta (è questo il caso dei piccoli pelagici), lo stock sfruttabile annualmente risulta molto influenzato dal reclutamento dei due anni precedenti. Non vi è alcuna prova che i bassi tassi di reclutamento siano dovuti a eccesso di pesca, mentre la cosa più probabile è che variazioni nella mortalità nei primi stadi di vita dei pelagici siano da attribuire a cambiamenti di natura ambientale che influiscono sul reclutamento direttamente o indirettamente attraverso la disponibilità di cibo e la presenza di predatori (Cingolani *et al.*, 2004; Santojanni *et al.*, 2006).

Santojanni *et al.* (2006) suggeriscono che il bassissimo reclutamento delle acciughe nel 86 e 87 sia da attribuirsi a una sfortunata combinazione di cause ambientali, fra le quali un forte afflusso di acque calde e salate dal Mediterraneo e un debole apporto del fiume Po. Questo avrebbe comportato una riduzione dell'area favorevole allo sviluppo degli stadi giovanili.

Anche per le sardine (Santojanni *et al.*, 2001, Grbec *et al.*, 2002) sembra che l'attività di pesca influenzi solo marginalmente lo stato della biomassa; tanto è vero che questa avrebbe raggiunto valori massimi fra l'81 e l'84, quando anche lo sforzo di pesca si trovava a valori massimi. È dunque necessario trovare altre cause di natura ambientale.

²³ Per reclute s'intende gli individui giovani che entrano ogni anno nella porzione di popolazione soggetta alla pesca.

Grbec *et al.*, (2002), analizzando le serie storiche delle catture di diversi pelagici in Croazia (dal 1873 al 1997), evidenziano che esiste una correlazione positiva fra le catture di acciughe e spratti, e una correlazione negativa fra sardine e sgombri. Tali comportamenti possono essere spiegati dalla diversità di condizioni ambientali in cui tali specie incontrano il loro optimum. Si ritiene ad esempio che acciughe, sgombri e soprattutto spratti preferiscono condizioni di salinità relativamente bassa, mentre le sardine preferiscono valori più alti. Gli stock sono dunque influenzati dai cicli di minore e maggiore salinità che si riscontrano in Adriatico a seconda del maggiore o minore scambio con le acque del Mediterraneo (scambio a sua volta condizionato dalle variazioni nella pressione atmosferica). La correlazione negativa fra sgombri e sardine può essere dovuta anche a legami nella catena trofica, poiché i primi risultano essere predatori delle seconde. Altra considerazione può essere fatta sugli organismi alla base dell'alimentazione dei pelagici. Le sardine in particolare sono l'unica specie che, almeno parzialmente, si alimenta di fitoplancton. Quando vi è una forte produzione primaria di fitoplancton le sardine sarebbero il primo stock di pelagici a trarne vantaggio, superando dunque le altre popolazioni. Altri elementi che possono influire nella produttività dei diversi stock sono i cicli solari e l'apporto di nutrienti da parte dei fiumi. Nonostante queste ipotesi, le specifiche ragioni delle fluttuazioni nella dimensione degli stock sono ancora, in gran parte, sconosciute (Grbec *et al.*, 2002).

Coll *et al.*, (2007) utilizzando un modello ecologico per l'analisi dell'intero ecosistema nord e centro adriatico, sottolineano che diverse specie di piccoli pelagici competono (in maniera più o meno parziale) per lo stesso tipo di alimento per cui non si può escludere che l'incremento/decremento di biomassa di una determinata specie abbia un effetto diretto sulla biomassa delle specie concorrenti. D'altra parte numerose sono anche le specie che si nutrono di sardine e acciughe (queste due specie sono infatti alla base della catena trofica dell'Adriatico) e che possono dunque influenzarne la consistenza degli stock. Coll *et al.*, (2009) attraverso una modellizzazione ecologica dell'Adriatico fra il 1975 e il 2002, concludono che gli effetti della pesca siano da considerarsi sostanzialmente significativi sulle dinamiche degli stock di acciughe, mentre per le sardine le anomalie ambientali costituirebbero un fattore molto più importante.

Utilizzando gli stessi dati prodotti da ISMAR, Klanjšček e Legović, (2007 e 2009) giungono a conclusioni diverse dai ricercatori di Ancona ritenendo, nel caso dell'acciuga, che l'eccesso di pesca costituisca la principale causa del collasso degli stock, mentre le

sfavorevoli condizioni ambientali avrebbero solo accelerato un processo ritenuto inevitabile.

Per Azzali *et al.*, (2002; vedi anche Leonori *et al.*, 2009) bisogna distinguere fra una ciclicità quinquennale della biomassa pelagica totale nell'Adriatico (somma di acciughe e sardine e altre specie di piccoli pelagici) da attribuire a eventi climatici a macro scala e fattori genetici, e variazioni irregolari con picchi e collapsi di ogni specie legati a eventi climatici su microscala.

2.5 Gestione della pesca nel Mar Adriatico

2.5.1 La legislazione in Unione Europea ed Italia

Come membro dell'Unione Europea l'Italia²⁴ è soggetta a una serie di regolamenti predisposti in sede comunitaria. Il primo per importanza e ordine cronologico è il Regolamento del Consiglio (CE) n. 3760/92, successivamente modificato dal Reg (CE) n. 2371/02 (che costituisce la base della nuova politica comune della pesca), dove si stabilisce che tutte le imbarcazioni da pesca comunitarie devono essere dotate di una licenza da pesca. Nella licenza appaiono i dati personali del proprietario, le caratteristiche tecniche dell'imbarcazione e il tipo di attrezzi consentiti trasportati a bordo.

Le licenze vengono accordate per l'uso di particolari attrezzi da pesca. La legislazione italiana riconosce solo 13 categorie di attrezzi, o sistemi, classificati nel Decreto Ministeriale del 26 luglio 1995 sulla base degli standard europei e internazionali per le pratiche di pesca sostenibili.

Sulla base del Reg (CE) n. 2371/02 non è possibile accedere a licenze di pesca per nuove imbarcazioni senza che in precedenza un'imbarcazione dello stesso tipo sia stata demolita o destinata a un differente utilizzo²⁵. Inoltre, se la nuova imbarcazione supera le 100 GT, per poter accedere a un aiuto pubblico, l'imbarcazione da sostituire deve avere un tonnellaggio almeno 1,35 volte superiore. Questa norma sottintende la chiara intenzione da parte dell'Unione Europea di ridurre nel tempo la capacità di pesca della flotta comunitaria.

²⁴ Gli stessi regolamenti europei valgono evidentemente anche per la Slovenia.

²⁵ Nel caso dell'Italia già dal 1989 il Governo aveva deciso per un blocco delle licenze da pesca per le barche operanti nei mari italiani.

Fra i principi generali della nuova politica comune della pesca (PCP) spicca infatti la preoccupazione per la conservazione e l'uso sostenibile delle risorse ittiche. La nuova PCP si basa sul principio precauzionale²⁶ citato nell'articolo 174 del Trattato Europeo e su quanto previsto dall'articolo 117 della Convenzione delle Nazioni Unite sulla "Legge del mare". Per il principio precauzionale, l'assenza di un'adeguata informazione scientifica non può essere presa come pretesto per evitare o ritardare misure di gestione volte alla conservazione di alcune specie *target*. Coerentemente con la stessa linea di azione (Spagnolo, 2009) il commissario Borg ha presentato al Parlamento Europeo due comunicazioni: la prima relativa al massimo rendimento sostenibile (MSY) in cui, in seguito agli impegni assunti alla Conferenza di Johannesburg, si prevede che entro il 2015 le condizioni degli stock ittici vengano recuperati per raggiungere nuovamente il MSY; la seconda, del 2007, riguardante la possibile diffusione dei diritti di proprietà.

Attualmente in Italia si possono individuare tre differenti forme di gestione delle risorse ittiche, intese dal punto di vista dei diritti di proprietà (MRAG *et al.*, 2009). Il caso generale, diffuso per la quasi totalità degli stock, è quello basato sul sistema delle licenze da pesca brevemente descritto sopra e implementato a partire dal 1982. Da questo schema si differenziano soltanto la pesca del tonno, basato su TAC condivise fra sette nazioni mediterranee e suddivise in quote individuali, e la pesca delle vongole, basata su diritti territoriali e cogestione delle risorse.

Il Regolamento (CE) n. 1967/2006 relativo alle misure di gestione per lo sfruttamento sostenibile delle risorse della pesca nel Mar Mediterraneo stabilisce le norme generali per la pesca in tutti i mari italiani, fra le quali la definizione delle specie e habitat protetti, le procedure per l'istituzione di zone di pesca protette, l'elenco delle pratiche e attrezzi vietati, la dimensione minima delle maglie, i valori minimi di distanza e profondità per l'uso di determinati attrezzi, le taglie minime degli organismi marini. Nel caso specifico dei piccoli pelagici si vieta l'uso degli attrezzi da traino (volanti) entro una distanza di 3 miglia nautiche dalla costa o all'interno dell'isobata di 50 m quando tale profondità è raggiunta a una distanza inferiore dalla costa. Per le reti da traino destinate alla pesca della

²⁶ L'approccio precauzionale nella gestione delle risorse ittiche, così come stabilito dalla Conferenza di Rio de Janeiro, prevede che in caso di possibile danno grave o irreversibile, e in assenza di certezze scientifiche, è necessario adottare iniziative che comportino il rischio minore. Questa considerazione basa sull'assunto che gli ecosistemi marini sono caratterizzati da elevata complessità e dinamicità, cui si sommano gli effetti dell'attività antropica, difficilmente prevedibili e valutabili.

sardina e dell'acciuga²⁷ la dimensione minima delle maglie è di 20 mm; per le reti da circuizione la dimensione minima è di 14 mm. La taglia minima della sardina e dell'acciuga è rispettivamente di 11 e 9 cm.

Lo stesso Reg. (CE) n. 1967/2006 stabilisce che gli stati membri devono adottare piani di gestione per le attività di pesca condotte con reti da traino, da circuizione e draghe all'interno delle proprie acque territoriali, tenendo conto dello stato di conservazione e le caratteristiche biologiche degli stock, le caratteristiche delle attività di pesca e l'impatto economico delle misure considerate.

È ormai accettato che le diverse caratteristiche dei mari e delle flotte richiedono piani di gestione adeguatamente differenziati (Spagnolo, 2009). Per questa stessa ragione il Programma Operativo italiano previsto dal FEP²⁸ stabilisce piani di gestione per singola GSA e per singolo sistema di pesca quale strumento fondamentale per garantire la sostenibilità ambientale, economica e sociale. Al momento attuale, escludendo i casi citati del tonno e delle vongole (si tratta di pesche specifiche), sembra accettato che il tipo di gestione più adeguato per i restanti sistemi di pesca, chiaramente multispecifici, sia il controllo dello sforzo di pesca e l'applicazione di adeguate misure tecniche.

Nel caso della pesca dei piccoli pelagici dovrebbe dunque venire elaborato un piano di gestione comune per le volanti e le lampare, esteso forse alle GSA 17 e 18 in forma congiunta. Questo dovrebbe integrarsi a quanto già previsto dal Programma Operativo in termini di disarmo: stando infatti alle indicazioni biologiche da cui si evince uno stato degli stock pelagici non particolarmente critico, il Programma Operativo, assumendo un approccio precauzionale, prevede un piano di disarmo limitato al 3% della flotta registrata (in termini di GT e kW; si consideri che per lo strascico è invece richiesta una riduzione del 8%).

Il futuro piano di gestione per le lampare e volanti operanti nell'Adriatico dovrà dunque integrare in maniera coerente il suddetto piano di disarmo, le norme tecniche previste dai regolamenti europei (distanze di pesca, limiti nelle taglie e dimensioni delle maglie) e altre misure quali i fermi biologici (mantenendo o modificando quanto fatto ad oggi) ed eventualmente riduzione dell'attività (numero di giorni), quote di cattura, ecc. È auspicabile che tale norme vengano concordate con il coinvolgimento delle diverse OP del pesce azzurro che operano in Adriatico.

²⁷ Tali specie devono rappresentare almeno l'80% delle catture in peso vivo.

²⁸ Fondo Europeo per la Pesca.

2.5.2 La legislazione in Croazia

Anche in Croazia la pesca è soggetta a un sistema di licenze vigente dal 1994 secondo cui le imbarcazioni possono trasportare determinati attrezzi da pesca.

Misure tecniche simili, sebbene non identiche, a quelle europee vengono adottate. Le maglie delle reti da traino pelagico (volanti) devono avere una larghezza minima di 18 mm; quelle da circuizione 16 mm. Le volanti non possono agire a una distanza dalla costa inferiore a una miglia nautica; per le barche che eseguono la circuizione il limite è di 300 metri o 30 metri di profondità. Per entrambi gli attrezzi esiste un fermo delle attività fra il 15 dicembre e il 15 gennaio.

La taglia minima degli individui è rispettivamente di 9 e 10 cm per acciughe e sardine.

2.6 Il mercato di acciughe e sardine

Il Mar Adriatico si caratterizza per l'elevato numero di porti o punti di sbarco. Solo in Croazia ne vengono riconosciuti 148, 3 in Slovenia e 89 in Italia. Per quanto riguarda i mercati ittici non esiste una contabilità nelle due repubbliche dell'ex Jugoslavia; in Italia se ne contano 29 (Database Adriamed). Fra questi alcuni hanno una grande importanza, altri sono marginali. Molto dipende dall'organizzazione dei produttori (cooperative e vere e proprie OP); in talune zone infatti le OP gestiscono anche i mercati o comunque ritengono favorevole servirsi di essi per la vendita del proprio prodotto; in altre zone i mercati sono invece aggirati e si preferisce avere rapporti diretti con i compratori. In una stessa località i pescatori possono servirsi del mercato ittico per la vendita del pesce bianco ma non per il pesce azzurro (sardine e acciughe) o viceversa. Tali preferenze possono evolversi nel tempo.

La tabella sottostante sintetizza in cifre alcuni dei comportamenti sopraindicati. Si può notare che in porti importanti (per numero di flotta e sbarchi) quali Porto Garibaldi e Rimini, le quantità di pesce azzurro che transitano nei corrispondenti mercati sono pressoché nulle. Il contrario sembra avvenire a Goro, un porto di modesta importanza il cui mercato però attira produzione dalle zone circostanti. I due mercati di riferimento sono senza dubbio Chioggia e Ancona.

Tabella 2. Sbarchi per porto e transiti nei corrispondenti mercati ittici (media 2007-2008)

Porto/ Mercato	Acciughe			Sardine		
	Sbarchi (kg)	Mercato (kg)	% Mercato/ Sbarchi	Sbarchi (kg)	Mercato (kg)	% Mercato/ Sbarchi
Chioggia	9.453.444	4.397.006	47%	1.226.639	1.539.669	126%
P.Garibaldi	4.303.898	305	0%	213.745	210	0%
Ancona	3.777.986	4.715.360	125%	463.975	501.114	108%
Rimini	2.136.137	180.553	8%	551.448	21.809	4%
Cesenatico	1.142.110	453.767	40%	245.505	151.897	62%
Cattolica	668.323	695.946	104%	88.298	105.250	119%
Goro	381.329	896.159	235%	1.967	2.321	118%
Trieste	284.666	336.880	118%	326.547	155.240	48%

Fonte: rielaborazione su dati ISMAR (sbarchi) e dei singoli mercati ittici.

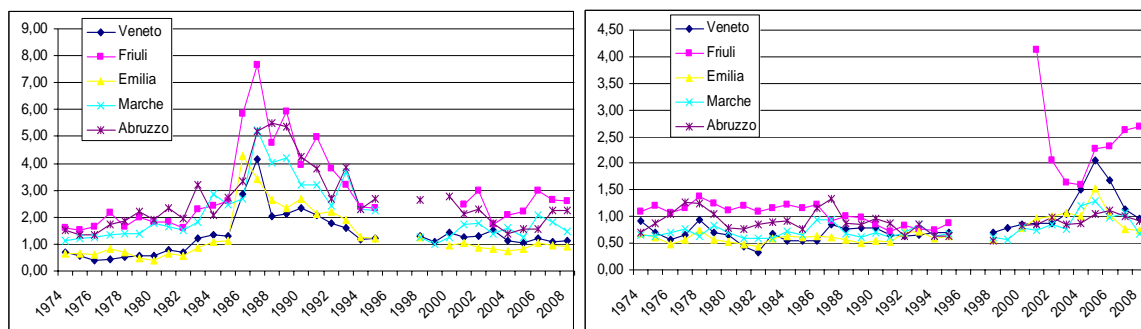
Istat (fino a metà degli anni novanta) e attualmente IREPA pubblicano i prezzi medi regionali delle principali specie pescate. Mentre i dati raccolti da Istat si riferivano ai prezzi registrati nei mercati ittici, Irepa si basa oggi su questionari distribuiti a un campione di produttori, per cui il risultato è una media di quanto passa dentro e fuori dal mercato. È ragionevole pensare che il prezzo formatosi nei mercati funga da riferimento per le transazioni che avvengono fuori da essi, per cui le due serie storiche dovrebbero essere confrontabili. Ciò di cui invece non si tiene conto nelle statistiche sono la qualità e la pezzatura del prodotto.

I grafici di Figura 11 mostrano l'evoluzione dei prezzi per le cinque regioni adriatiche della GSA 17 secondo la serie storica combinata Istat-IREPA dal 1974 al 2009; i prezzi sono stati rivalutati su base 2009 utilizzando l'indice dei prezzi al consumo (FOI) fornito da Istat. È facile constatare che in tutto il periodo in esame i prezzi medi delle cinque regioni hanno registrato un andamento essenzialmente parallelo, segno di forze di mercato comuni che regolano la domanda (e quindi il prezzo).

Differenze di prezzo a livello territoriale si devono principalmente alla qualità e pezzatura del pesce. Sardine e acciughe pescate con il sistema a circuizione (in Friuli e Abruzzo) ricevono minori pressioni, risultano generalmente di miglior aspetto e possono dunque spuntare un prezzo migliore; inoltre le acciughe del medio Adriatico (Marche e Abruzzo) risultano di solito di maggior pezzatura, poiché il ciclo biologico di questa specie porta gli individui più adulti verso queste zone più profonde del mare (dove le lampare sono più efficaci) (Cingolani *et al.*, 1996). Altre ragioni per le variazioni di prezzo possono eventualmente essere ricercate nelle preferenze della cucina regionale (le

sardine sono particolarmente apprezzate in Veneto) o nell'esistenza di particolari circuiti commerciali destinati all'esportazione e alla trasformazione.

Figura 11. Prezzo medio annuale di acciughe (sinistra) e sardine (destra).



Fonte: Istat fino al 1995, IREPA dal 1998.

Le catture nel Mar Adriatico di sardine e soprattutto acciughe costituiscono una parte importante della produzione italiana. Utilizzando i dati IREPA risulta che la produzione delle regioni adriatiche (Puglia inclusa) ha rappresentato nel periodo dal 2005 al 2009 l'80% della produzione nazionale per le acciughe e il 37% per le sardine.

La produzione di queste due specie sembra comunque eccedente rispetto i fabbisogni nazionali, almeno per quanto riguarda il consumo fresco (mentre importiamo prodotti trasformati). Una importante quantità delle catture è infatti destinata all'esportazione. Sempre nel periodo 2005-2009 la propensione all'export italiana di acciughe e sardine fresche e congelate (rapporto fra export e produzione) è stata rispettivamente del 27 e del 52%.

La maggior parte delle nostre esportazioni è diretta in Spagna. La situazione del mercato spagnolo merita di essere osservata con attenzione per l'influenza che può avere sul commercio italiano. Infatti la Spagna è stata fino alla metà degli anni novanta il maggior produttore europeo di acciughe; in seguito le catture sono andate incontro a un costante calo, cosicché il primato è passato all'Italia²⁹ e la Spagna è stata superata anche da Grecia e Lituania. Dovuto allo stato di crisi degli stock di acciughe nel Golfo di Biscaglia la pesca di questa specie è stata interdetta in quel mare dal 2005; la riapertura della pesca, per le migliorate condizioni dello stock, è prevista per il 2011. La Spagna era

²⁹ Il primato spetterebbe alla Turchia se la si vuole includere fra i paesi europei.

anche il primo produttore europeo di sardine fino a una drastica e repentina diminuzione registratasi dopo il 1998. Oggigiorno il primo produttore è il Portogallo seguito da Spagna, Francia, Croazia, Turchia, Italia. Nonostante i cali nelle catture la Spagna continua ad essere il primo produttore comunitario di acciughe in scatola (l'Italia è seconda) e il secondo produttore di sardine in scatola (il primo è la Lettonia, l'Italia è al settimo posto), senza aver registrato sensibili riduzioni. Questo fatto spiega la forte e crescente importanza del mercato spagnolo come sbocco per la produzione italiana, soprattutto di acciughe.

3. MODELLI BIOECONOMICI PER LA PESCA: TEORIA E APPLICAZIONI

In questo capitolo si riprenderanno, approfondendoli, i concetti fondamentali (introdotti nel primo capitolo) dei modelli bioeconomici applicati al settore ittico.

La trattazione parte dal modello più semplice e conosciuto, quello di Gordon-Schaefer, per affrontare successivamente diversi sviluppi di tipo teorico ed empirico.

Un modello bioeconomico è sostanzialmente composto da una sequenza di equazioni, che possono definirsi sottomodelli, e che descrivono particolari aspetti della complessa interazione esistente fra dinamica degli stock biologici, comportamento economico degli operatori, risposte del mercato, intervento delle autorità di gestione³⁰, eccetera. Non tutte le componenti sono sempre considerate, sebbene alcune siano maggiormente frequenti e studiate in un modello bioeconomico delle risorse ittiche; alcune equazioni dei sottomodelli infatti sono complementari e vengono utilizzate quando si vogliono prendere in considerazione particolari aspetti modificando alcune delle condizioni di partenza.

Fra le equazioni normalmente presenti ci sono quelle che descrivono la crescita dello stock (funzione di crescita) e quelle che descrivono le attività di cattura (funzione di produzione).

I modelli bioeconomici possono, in linea generale, essere distinti in teorici, empirici e numerici. Quelli teorici sono costituiti da un set di equazioni che descrivono le interazioni biologiche ed economiche; si tratta di strumenti utilizzabili, ad esempio, per prevedere l'effetto (essenzialmente il segno) di eventuali misure gestionali. I metodi empirici sono caratterizzati per la quantificazione delle relazioni esistenti fra le variabili, partendo da

³⁰ Si veda Homans e Wilen (1997) per un modello dove la politica gestionale non è esogena ma generata internamente, insieme al comportamento dell'industria e degli stock.

dati reali. Infine i modelli numerici sono costituiti da algoritmi per la simulazione ed eventualmente per l'ottimizzazione rivolta a un determinato obiettivo.

Un modello teorico rivolto alla massimizzazione del valore aggiunto della flotta può essere ad esempio espresso nella seguente forma (Coppola e Placenti, 2005):

$$\max VA \prod = \int_{t=1}^n [p(Y) - c(Y)] Y e^{-it} dt$$

$$Y = f(E, B)$$

$$\frac{dE}{dt} = f(\bullet)$$

$$\frac{dB}{dt} = f(\bullet) \tag{Eq. 8}$$

dove Y, E, B sono rispettivamente le catture, lo sforzo e lo stock, mentre i parametri p, c, i , sono il prezzo del pesce sbarcato, il costo dello sforzo per realizzare le catture (lavoro escluso) e il tasso sociale di sconto. In altre parole, un modello così formulato si ripropone di trovare la perfetta allocazione delle risorse (stock ittico e sforzo di pesca), quella cioè in grado di massimizzare il valore aggiunto dell'industria ittica, sotto il vincolo di specifiche funzioni di crescita dello stock e di produzione. Il modello può essere considerato nel suo aspetto statico, cioè rivolgendosi esclusivamente all'equilibrio di lungo periodo, sia nel suo aspetto dinamico (considerando il percorso compiuto dal sistema per raggiungere l'equilibrio).

Oggi giorno esistono molte applicazioni di modelli numerici, anche di grande sofisticazione, studiati sulla base di presupposti teorici simili al sistema di equazioni precedente e usati per diversi luoghi geografici, stock e tipi di pesca³¹.

³¹ Coppola e Placenti (2005), Haraldsson e Arnason (2005), Pilling *et al.* (2005) presentano una disamina di alcuni dei più evoluti modelli sviluppati per i mari europei, fra cui quello per il Mar Baltico predisposto dall'Istituto Danese per la Ricerca di Economia Ittica; il modello per la pesca islandese (NFMM e la sua evoluzione IFMM) sviluppato dall'Università d'Islanda; il modello MEFISTO sviluppato in Spagna per la pesca mediterranea; il modello BEAM 5 prodotto da FAO; il modello per la pesca nel mare di Barents AGGMULT-ECOMULT sviluppato dall'Istituto di Ricerca Marina di Bergen e dal Collegio Norvegese di Scienze della Pesca dell'Università di Tromso; senza dimenticare una gran vastità di modelli predisposti per il Mare del Nord, il BECHAMEL sviluppato per la pesca nella Manica e molti altri. Un'adeguata analisi di modelli bioeconomici si può trovare anche nel report finale del progetto "Studies and Pilot Projects for Carrying Out the Common Fisheries Policy No FISH/2007/07" elaborato da AZTI-Tecnalia *et al.*, (2009) dove vengono presi in considerazione i seguenti modelli EIAA, TEMAS, MOSES, BEMMFISH, BIRDMOD, MEFISTO, AHF, EMMFID, SRRMCF, COBAS, ECOCORP, ECONMULT ed EFIMAS.

3.1 Il Modello Gordon-Schaefer

I modelli globali (conosciuti in inglese come *surplus production models*) come quello di Schaefer (1954) discusso in introduzione si fondano su numerose assunzioni di tipo biologico. Le più importanti delle quali, ripetiamo, sono le seguenti (si veda nel box un elenco dei presupposti e dei limiti connessi al modello di Schaefer):

- a) Esiste un livello massimo raggiungibile dallo stock, ovvero la capacità di carico (K).
- b) Esiste una relazione di densità per cui la crescita della biomassa è funzione della biomassa (B) stessa ed è nulla quando si raggiunge K .

È evidente che l'unità di analisi è lo stock e non, come utilizzato in modelli più complessi, il singolo individuo. I diversi parametri che regolano le dinamiche della popolazione (mortalità, fecondità, crescita in peso) vengono prese in considerazione in forma indiretta secondo relazioni che dipendono dalla densità dello stock: il processo nel suo complesso è di tipo "black box" poiché non vi è alcuna quantificazione diretta dei parametri vitali.

Formulazioni simili a quella di Schaefer, ma con una diversa funzione di crescita dello stock, sono quelle di Fox (1970) e di Pella e Tomlinson (1969).

Il modello Gordon-Schaefer adotta, per descrivere la crescita dello stock, l'equazione logistica di Verhulst (1838):

$$\frac{dB}{dt} = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) \quad \text{(Eq. 9)}$$

dove r è il tasso intrinseco di accrescimento della popolazione; B_t la biomassa della popolazione nel momento t ; K la capacità di carico dell'ambiente.

In condizione di sfruttamento da parte della pesca, Schaefer (1954) introduce il termine di tasso di cattura, dove le catture (Y) sono funzione della biomassa (B), dello sforzo di pesca (E) e del coefficiente di catturabilità (q), definito come la frazione di popolazione che è estratta da una unità di sforzo.

$$Y_t = qE_tB_t \quad \text{(Eq. 10)}$$

Quando la popolazione si incontra in condizioni di equilibrio non debbono riscontrarsi cambi di biomassa nel tempo, per cui l'incremento naturale della popolazione uguaglia la mortalità dovuta alla pesca, secondo l'equazione

$$rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) = qE_t B_t \quad (\text{Eq. 11})$$

Dall'equazione precedente si può ricavare lo stato della biomassa in situazione di equilibrio (B_∞):

$$B_\infty = \left(1 - \frac{qE}{r} \right) K \quad (\text{Eq. 12})$$

Sostituendo la (12) nella (10) si ottiene la funzione che mette in relazione le catture con lo sforzo in situazione di equilibrio, ovvero di produzione sostenibile:

$$Y = qEK \left(1 - \frac{qE}{r} \right) \quad (\text{Eq. 13})$$

Questa funzione, con lo sforzo in ascissa e le catture in ordinata, viene rappresentata da una parabola (Figura 2), può essere definita come la funzione dei rendimenti sostenibili e può, da un punto di vista economico, essere considerata come la funzione di produzione della pesca nel lungo periodo.

Nel tempo si sono sviluppate diverse formulazioni alternative al modello del rendimento sostenibile di Schaefer, fra le quali una delle più comunemente utilizzate è quella proposta da Fox (1970), in cui la funzione di crescita è del tipo Gompertz; come risultato la funzione di equilibrio del lungo periodo, invece di assumere la forma di parabola, presenta un'asimmetria con il punto di Massimo Rendimento Sostenibile più spostato a sinistra verso bassi valori di sforzo.

Presupposti del modello di Schaefer (Seijo, Defeo e Salas 1997):

- Esistono condizioni di equilibrio nella popolazione per cui i processi di mortalità sono compensati dalla crescita e dal reclutamento.
- La mortalità dovuta alla pesca F è direttamente proporzionale allo sforzo E .
- La CPUE (cattura per unità di sforzo) è direttamente proporzionale alla popolazione, ovvero

$$CPUE = Y/E = qB$$
- La risorsa si mantiene in un ambiente stabile con capacità di carico costante.
- La risorsa è composta da una sola specie.
- La tecnologia utilizzata si mantiene costante.

Limiti

- Le condizioni di equilibrio sono discutibili dato che molti processi, a cominciare dal reclutamento, hanno un alto grado di stocasticità.
- Il coefficiente di catturabilità q difficilmente può essere considerato costante, essendo soggetto ai comportamenti di aggregazione della specie.
- La CPUE è un indice molto approssimativo di abbondanza, sia per specie sedentarie sia per specie gregarie dove la distribuzione spaziale non è omogenea.
- L'assunto di ambiente stabile e capacità di carico costante ignora i fenomeni biologici e le interazioni fra specie.
- Non si tiene conto che la pesca è normalmente multispecifica e che lo sforzo può essere distribuito diversamente nel tempo fra specie diverse.
- Non si tiene conto del progresso tecnologico che influisce sul coefficiente di catturabilità q .

Nel modello di Schaefer per ottenere il Massimo Rendimento Sostenibile (MSY), che corrisponde al livello di sforzo in cui le catture sono all'apice della parabola, è sufficiente uguagliare a zero la derivata prima rispetto allo sforzo della funzione di cattura sostenibile; si ricava dunque che

$$E_{MSY} = \frac{r}{2q}; \quad Y_{MSY} = \frac{Kr}{4}; \quad B_{MSY} = \frac{K}{2} \quad (\text{Eq. 14})$$

Il modello biologico di Schaefer è stato successivamente integrato da un punto di vista economico da Gordon (1954) che ha preso in considerazione i costi e il prezzo della produzione.

La funzione di profitto viene espressa nella seguente forma:

$$\pi = pY - cE \quad (\text{Eq. 15})$$

essendo p il prezzo (costante) della specie catturata e c i costi (costanti) per unità di sforzo. Questi ultimi devono includere i costi fissi, variabili e di opportunità, tanto del capitale come del lavoro. Ora sostituendo la funzione del tasso di cattura nella funzione del profitto otteniamo

$$\pi = (pqB - c)E \quad (\text{Eq. 16})$$

Gordon aggiunge al concetto di equilibrio biologico quello di equilibrio economico, ovvero la situazione in cui ricavi e costi si equivalgono, il profitto è uguale a zero e non vi è dunque nessuno stimolo per le imprese né ad entrare né ad uscire dall'attività. La situazione in cui l'equilibrio biologico e quello economico si realizzano contemporaneamente è denominata equilibrio bioeconomico, valido nel caso di libero accesso. La biomassa in equilibrio bioeconomico (B_{EBE}) si definisce ponendo $\pi = 0$, per cui

$$B_{EBE} = \frac{c}{qp} \quad (\text{Eq. 17})$$

L'equilibrio bioeconomico si raggiunge quando il valore (profitto) medio dello sforzo di pesca eguaglia i costi per unità di sforzo; saltando il passaggio per ottenere il valore medio, si verifica che il livello di sforzo corrispondente all'EBE è dato da

$$E_{EBE} = \frac{r}{q} \left(1 - \frac{c}{pqK} \right) \quad (\text{Eq. 18})$$

Infine (si tralasciano i passaggi) le catture (Y_{EBE}) risultano:

$$Y_{EBE} = \frac{rc}{qp} \left(1 - \frac{c}{pqK} \right) \quad (\text{Eq. 19})$$

Il punto di equilibrio bioeconomico non corrisponde però (salvo casi particolari) al Massimo Rendimento Sostenibile (MSY) individuato precedentemente e neppure al Massimo Rendimento Economico (MEY).

Per massimizzare il rendimento economico è necessario massimizzare la differenza fra ricavi sostenibili e costi totali. Questo si ottiene quando il valore del prodotto marginale dello sforzo di pesca uguaglia i costi per unità di sforzo (c). Saltando i passaggi per

ottenere il valore del prodotto marginale dello sforzo, si verifica che il livello di sforzo corrispondente al MEY è dato da

$$E_{MEY} = \frac{r}{2q} \left(1 - \frac{c}{pqK} \right) \quad (\text{Eq. 20})$$

corrispondente a un livello di sforzo che è esattamente la metà di quanto si raggiungerebbe in equilibrio bioeconomico. Da tale relazione risulta banale ricavare successivamente la biomassa e le catture nel punto del MEY.

Dall'equazione di equilibrio di lungo periodo fra sforzo e catture possiamo derivare la funzione di offerta, sempre in stato di equilibrio (Copes, 1970). Finora infatti si è supposto un prezzo costante. La funzione di offerta al contrario rappresenta quale sarebbe, in equilibrio, il livello delle catture al variare del prezzo del prodotto. Dalla (19) si ottiene che le catture sono zero per $p < c/qK$, crescono fino a un massimo (corrispondente alla MSY) in corrispondenza di $p = 2c/qK$ e quindi diminuiscono verso zero per p tendente all'infinito (Figura 4). Questa curva di offerta in condizione di libero accesso presenta dunque un braccio che pende alla rovescia a causa del sovrasfruttamento della pesca che si ha quando lo sforzo è superiore al E_{MSY} , e proprio per questa caratteristica è nota in letteratura come “backward bending curve” (Copes, 1970).

Come detto tutte le considerazioni fatte in questo paragrafo, in particolare sull'equilibrio bioeconomico e sul Massimo Rendimento Economico, si riferiscono all'ipotesi di un prezzo fisso, esogeno, indipendente dalla produzione. È possibile disfarsi di questa semplificazione introducendo nel modello una curva di domanda e trovare così, attraverso l'incrocio fra curva di domanda e di offerta, il punto di equilibrio bioeconomico in caso di prezzi dipendenti dalla produzione. Nel caso si voglia massimizzare la rendita (MEY) vale l'assunto che il prezzo del prodotto deve essere uguale al costo marginale³².

³² Lopez Martinez (2003) conduce un'analisi empirica sugli stock di acciughe di fronte a Cadice seguendo questa metodologia: si utilizza il modello Gordon-Schaefer per stimare una funzione di offerta; successivamente viene stimata una funzione di domanda inversa. A questo punto viene individuato il punto di massimizzazione del profitto per l'industria (MEY) nell'ipotesi di un tasso di sconto diverso da zero.

3.1.1 La dinamica del modello

Finora si sono presi in considerazione solo gli aspetti statici dell'equilibrio finale raggiunto dal sistema; non viene considerato il tempo e il percorso che il sistema effettua per raggiungere lo stato di equilibrio. Un modello piuttosto semplice che invece valuta gli aspetti dinamici si deve a Smith (1969): in questo caso si assume che lo sforzo di pesca cambi in maniera proporzionale al profitto del settore.

$$dE/dt = \varphi\pi(t) \quad (\text{Eq. 21})$$

dove φ è una costante positiva che descrive la dinamica della flotta nel lungo periodo, e π è il profitto del settore. È infatti logico pensare che se la flotta nel suo complesso è in attivo allora ci sarà una tendenza ad aumentare lo sforzo, mentre se il settore è in perdita vi saranno imprese che abbandoneranno l'attività o la ridurranno.

Un modello dinamico di questo tipo può essere specificato utilizzando il tempo come una variabile continua e impiegando dunque un sistema di equazioni differenziali per descrivere sia la dinamica della flotta (Eq. 21) sia quella dello stock (Eq. 9) o in alternativa utilizzando il tempo suddiviso in periodi discreti (anni), e impiegando un sistema di equazioni alle differenze finite. Spesso nelle simulazioni si fa uso di equazioni alle differenze, poiché i dati disponibili per la stima delle funzioni di crescita e produzione, e per l'equazione della dinamica della flotta, sono annuali. Sebbene lo stato stazionario per un sistema di equazioni differenziali e l'equivalente sistema nelle differenze è in genere equivalente, l'approccio dinamico può risultare qualitativamente differente (Bjorndal e Conrad, 1987a e 1987b).

Del Valle e altri (2001) simulano una situazione di libero accesso con le seguenti equazioni, nella versione alle differenze finite:

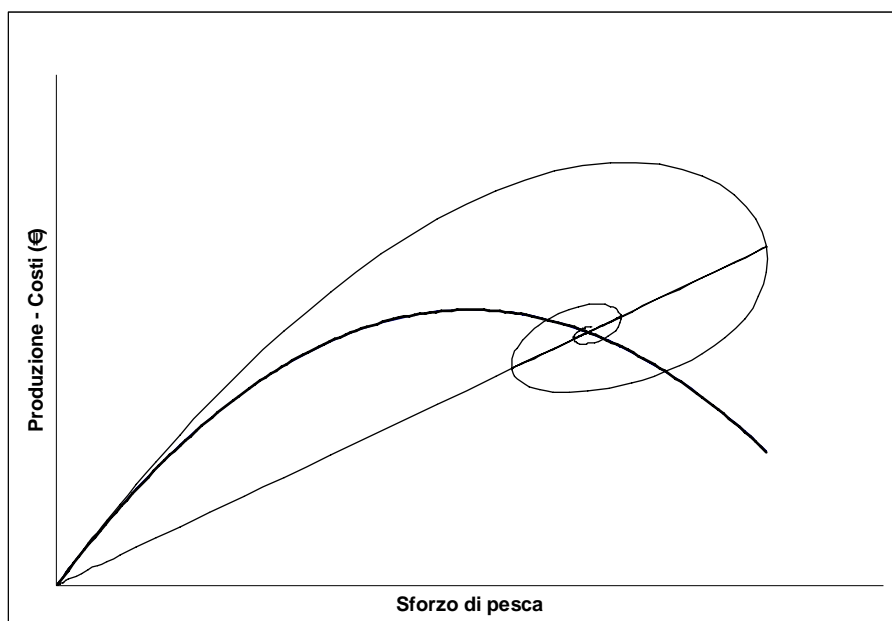
$$\begin{aligned} \frac{dB(t)}{dt} &= g(B(t)) - f(N(t), B(t)) \\ \frac{dN(t)}{dt} &= \varphi \left[\frac{\Pi(t)}{pN(t)} \right] = \varphi \left[\frac{(pf(N(t), B(t)) - cN(t))}{pN(t)} \right] \end{aligned} \quad (\text{Eq. 22})$$

In altri termini la prima equazione del sistema ci dice che la variazione di biomassa dello stock (B) dipende da una funzione di crescita (g) che agisce sullo stock meno quella parte di stock sottratta dalla pesca (funzione f). Le catture sono a loro volta funzione dello stock e dello sforzo di pesca, misurato in questo caso come numero di imbarcazioni (N). La seconda equazione del sistema ci dice invece che la variazione nel tempo della flotta dipende da quello che Del Valle e altri definiscono come profitto standardizzato per imbarcazione $\left[\frac{\Pi(t)}{pN(t)} \right]$, dove φ è il parametro di aggiustamento della flotta, c i costi annui per imbarcazione e p il prezzo unitario delle catture.

Quando il sistema raggiunge il suo stato stazionario (equilibrio bioeconomico) entrambe le equazioni hanno come risultato zero. Il parametro di aggiustamento φ influisce esclusivamente sulla dinamica dell'entrata e uscita delle imbarcazioni in caso di libero accesso, ma (entro certi limiti) non influisce nella definizione dello stato stazionario.

Attraverso una simulazione al computer, un modello dinamico come quello di Del Valle e altri (2001) può assumere una forma simile a quella mostrata nella figura sottostante, dove la traiettoria a spirale corrisponde allo stato che il sistema assume (punti che rappresentano lo sforzo esercitato e la produzione ottenuta) prima di raggiungere lo stato stazionario. Nel caso illustrato si tratta di un sistema di pesca che parte con uno stock non sfruttato e man mano aumenta lo sforzo esercitato. È evidente come nei primi anni la quantità pescata è superiore a quanto sarebbe consentito in situazioni di equilibrio; in altre parole lo stock viene consumato e ridotto, tanto da non poter più consentire un aumento della produzione. Quando i costi diventano superiori ai ricavi non vi sono più incentivi per aumentare lo sforzo; anzi esso si riduce fino al punto in cui lo stock si recupera e consente nuovamente una rendita positiva. Lo stato di equilibrio viene infine raggiunto nel punto in cui sia il sistema biologico (le catture eguagliano la crescita della popolazione) sia quello economico (i ricavi sono uguali ai costi) risultano stazionari.

Figura 12. La curva di equilibrio dei ricavi (parabola) e il comportamento dinamico della flotta prima di raggiungere il punto di equilibrio bioeconomico dove i ricavi sono uguali ai costi (retta).



3.1.2 La stima dei coefficienti per il modello Gordon-Schaefer

Uno dei maggiori problemi per i modelli globali non è tanto la semplicità del modello stesso (che in linea di principio è forse più realistico di altri modelli più complessi che però non tengono conto della densità dello stock), quanto la difficoltà di trovare valori realistici per i parametri r , K e q (Kolding e Ubal Giordano, 2002).

I modelli globali vengono generalmente stimati in maniera empirica sulla base delle serie storiche di catture e sforzo o, quando disponibili, gli indici di biomassa ottenuti attraverso campionamenti sperimentali e/o metodi acustici. In assenza di dati biologici indipendenti da quelli ottenuti attraverso la pesca, i sistemi di stima sono riconducibili a tre metodi generali: stima in assunzione di equilibrio; tecniche di regressione lineare multipla; stima delle serie storiche per iterazione non lineare.

Il primo metodo non è ormai più utilizzato, poiché si basa su assunzioni non realistiche.

Nel corso degli anni si sono perfezionati diversi metodi di regressione lineare multipla per la stima dei modelli Schaefer e Fox. Uno di questi è stato proposto da Walters e Hilborn (1976). L'idea di base è data dal fatto che:

Prossima biomassa = Biomassa di adesso + Produzione netta – Catture

Quindi, assumendo il modello di Schaefer:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - qEB_t \quad (\text{Eq. 23})$$

dove E è una misura dello sforzo di pesca. Si ricorda che secondo il modello Schaefer la biomassa in uno specifico anno è direttamente proporzionale alla cattura per unità di sforzo U e inversamente proporzionale al coefficiente di catturabilità q . Per cui:

$$B_t = \frac{U_t}{q} \quad (\text{Eq. 24})$$

Sostituendo si ottiene dunque:

$$\frac{U_{t+1}}{q} = \frac{U_t}{q} + r \frac{U_t}{q} \left(1 - \frac{U_t}{qK}\right) - EU_t \quad (\text{Eq. 25})$$

Dividendo per U_t/q e risolvendo si ha:

$$\frac{U_{t+1}}{U_t} - 1 = r - \frac{rU_t}{qK} - Eq \quad (\text{Eq. 26})$$

Ovvero il tasso di cambiamento della biomassa è uguale al tasso intrinseco di accrescimento meno una quota di mortalità naturale che dipende dalla densità meno la mortalità dovuta alla pesca.

A questo punto è possibile effettuare una regressione lineare di $\frac{U_{t+1}}{U_t} - 1$ su U_t ed E_t .

Per cui la formulazione empirica da stimare diventa la seguente:

$$Y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \varepsilon_t \quad \text{dove} \quad X_1 = U_t \quad \text{e} \quad X_2 = E_t$$

Dopo aver stimato i coefficienti dalla relazione empirica si ricava che:

$$r = b_0$$

$$q = -b_2$$

$$K = b_0 / (b_2 b_1)$$

L'esperienza purtroppo insegna che molte stime empiriche di questo tipo restituiscono valori negativi di r e q , per cui risultano inattendibili.

Un'altra trasformazione del modello Schaefer da stimare empiricamente è stata proposta da Schnute (1977) nella seguente forma:

$$\ln\left(\frac{U_{t+1}}{U_t}\right) = r - \frac{r}{qK}\left(\frac{U_{t+1} + U_t}{2}\right) - q\left(\frac{E_{t+1} + E_t}{2}\right) \quad (\text{Eq. 27})$$

Un'ulteriore versione è stata recentemente formalizzata da Wang e Wang (2005)³³.

Il terzo metodo per stimare i modelli globali, distinto dalle regressioni esaminate finora, si basa su iterazioni non lineari, una metodologia ormai disponibile in diversi pacchetti software specificatamente predisposti per lo studio della pesca e le dinamiche delle popolazioni ittiche (si rimanda al prossimo capitolo per un maggior approfondimento).

Diverso è il caso quando già si dispone da altre fonti (ad esempio stime con metodi acustici) di stime della biomassa. In questa situazione non è più necessario, come descritto finora, stimare congiuntamente i coefficienti della funzione di produzione e della funzione di crescita, né utilizzare la CPUE come indice (direttamente proporzionale) della biomassa. Disponendo di dati di biomassa è possibile stimare le funzioni di crescita e di

³³ Nel caso invece il modello bioeconomico da stimare sia del tipo proposto da Fox, Clarke *et al.* (1992) hanno proposto la seguente forma funzionale da stimare empiricamente:

$$\ln U_{t+1} = \frac{2r}{2+r} \ln(qK) + \frac{2-r}{2+r} \ln(U_t) - \frac{q}{2+r} (E_t + E_{t+1})$$

Si veda Pyo e Lee (2003) per un'applicazione empirica sugli stock di acciughe in Corea, dove vengono utilizzate le specificazioni di Schnute, di Walters and Hilborn, e di Clarke, Yoshimoto e Pooley.

produzione separatamente, ricorrendo eventualmente a forme funzionali più complesse che non quelle proposte da Gordon e Schaefer (o Fox). Per quanto riguarda le funzioni di produzione si vedrà nel paragrafo successivo come la teoria economica intervenga per rivedere e ampliare il concetto di sforzo di pesca utilizzato finora. In questa sede si considera invece come stimare una funzione di crescita, ad esempio quella logistica di Verhulst, disponendo dei dati di biomassa (si veda Nostbakken e Bjørndal, 2003). Sfruttando la forma parabolica della funzione e utilizzando il metodo dei minimi quadrati (OLS) si ottiene infatti che:

$$(B_{t+1} - B_t) + Y_t = rB_t - \frac{r}{K} B_t^2 = \beta_1 B_t + \beta_2 B_t^2 + u_t \quad (\text{Eq. 28})$$

da cui si ottengono i valori di $r = \beta_1$ e $K = -\beta_1/\beta_2$.

3.2 La critica economica al concetto di sforzo

Vi è una lunga bibliografia e discussione su come debba interpretarsi il concetto di “sforzo di pesca”, come determinare i fattori che lo compongono e, in conclusione, come misurarlo (Andersen, 1999). Gli approcci sono molto diversi a seconda che le ricerche rientrino nei campi accademici della biologia o dell’economia, soprattutto perché gli obiettivi delle due discipline non sono gli stessi.

L’obiettivo delle analisi biologiche è essenzialmente legato alla stima e all’evoluzione degli stock ittici e alla mortalità da attribuire alla pesca; in quest’ottica un’adeguata gestione è rivolta alla conservazione degli stock e alla massimizzazione delle catture. L’obiettivo delle analisi economiche è invece quello di studiare l’allocazione ottimale delle risorse (quindi dello sforzo) in modo tale che il valore netto della produzione sia massimizzato.

Nell’ambito delle ricerche biologiche, una prima distinzione deve essere fatta fra il concetto di “sforzo di pesca nominale” e “sforzo di pesca effettivo”.

Lo sforzo di pesca effettivo è equivalente al concetto di mortalità derivante dalla pesca, ovvero il tasso con cui il pesce muore a causa della pesca. Questo tasso può essere

considerato sia in un'ottica di tempo continuo che in una di tempo discreto. Nel caso di tempo discreto, suddiviso in anni, la definizione diventa dunque la seguente: “La cattura in un anno, espressa come percentuale rispetto allo stock medio di quell'anno” (Andersen, 1999). Il concetto di sforzo di pesca effettivo con tempo discreto equivale a quello che Beverton e Holt (1957) definivano come “intensità di pesca”, ovvero: “Lo sforzo di pesca per unità di area e di tempo”.

La relazione esistente fra sforzo di pesca effettivo (f , essendo la stessa cosa, intensità di pesca, o, mortalità derivante dalla pesca) e nominale è data da:

$$f = qE \quad (\text{Eq. 29})$$

dove f è lo sforzo effettivo, E quello nominale e q il cosiddetto coefficiente di catturabilità. L'importanza di conoscere f , per i modelli biologici più semplici di tipo globale, è evidente poiché conoscendo lo sforzo effettivo e le catture, si può risalire a una stima degli stock data la relazione:

$$B = Y/f \quad (\text{Eq. 30})$$

dove B e Y sono rispettivamente la biomassa dello stock e le catture.

Riguardo allo sforzo di pesca nominale, vi è un certo consenso generale (Andersen, 1999) nel considerarlo una misura composita del “potere di pesca” moltiplicato per il tempo di pesca. Sul concetto del tempo di pesca vi possono essere alcune divergenze (ad esempio ci si può riferire al numero di giorni, al numero di ore trascorse dalla barca in mare, o al numero di ore durante le quali effettivamente gli attrezzi di pesca sono in opera), ma le maggiori difficoltà si riscontrano nella misurazione del cosiddetto potere di pesca.

Ancora una volta i biologi distinguono fra “potere di pesca assoluto” e “potere di pesca relativo”. Poiché il potere di pesca assoluto (ppa) è difficile da misurare, i biologi fanno normalmente uso del potere di pesca relativo (ppr); la relazione fra le due misure è la seguente:

$$ppa = q ppr \quad (\text{Eq. 31})$$

dove q è sempre il coefficiente di catturabilità. Beverton e Holt (1957) definiscono il potere di pesca relativo di un'imbarcazione come: il rapporto fra le catture per unità di tempo di un'imbarcazione e quelle dell'imbarcazione presa come unità di riferimento, operanti nelle stesse condizioni e su stock della stessa densità.

Vi sono alcuni svantaggi, ben noti, nel calcolare il potere di pesca e, conseguentemente, lo sforzo di pesca, secondo l'approccio tradizionale descritto sopra. In primo luogo lo sforzo così definito viene calcolato a partire dai dati sulle catture e perciò, per non andare incontro a procedure circolari, non ha senso utilizzarlo successivamente come variabile indipendente in una funzione di produzione (Huang e Lee, 1976). In secondo luogo questo tipo di misura non è facile da utilizzare per coloro che devono regolamentare le attività di pesca (Andersen, 1999).

Per queste ragioni si è andato diffondendo un secondo approccio, volto cioè a ricercare caratteristiche delle imbarcazioni o degli attrezzi da pesca che fossero di facile misurazione (es: potenza del motore, tonnellaggio), che si potessero considerare proporzionali al potere di pesca e dunque potessero essere utilizzate come sua approssimazione.

In quest'ottica, nell'ambito dei programmi di ristrutturazione dell'Unione Europea (Reg. CE. N. 2371/2002), lo sforzo di pesca viene misurato in due modi, usando come misura del potere di pesca la potenza (kW) oppure il tonnellaggio della flotta (GT); il tempo di pesca è invece calcolato in giorni. Questa misura dello sforzo di pesca nominale dunque non è standardizzata usando imbarcazioni di riferimento e deve essere calcolata separatamente per ognuna delle flotte (es. flotta a strascico, volanti, ecc...)

Si tratta questo, utilizzato in sede UE, solo di un esempio di stima dello sforzo di pesca, poiché molti altri indici alternativi possono essere impiegati in aggiunta o al posto della potenza e del tonnellaggio (es: numero di attrezzi, lunghezza delle reti, numero dell'equipaggio, ecc...)

Da un punto di vista economico vi sono diverse ambiguità e problemi nel considerare lo sforzo di pesca secondo la modalità espressa sopra, diffusa tra i biologi. Uno degli argomenti maggiormente dibattuti riguarda l'uso di un indice unico come misura dello sforzo di pesca nominale. In contrapposizione a questa modalità gli economisti

preferiscono rivolgersi alla teoria della produzione e alle funzioni di produzione per descrivere un processo da cui si ottenga un qualche genere di output.

Come detto uno degli indici di sforzo attualmente adottati nell'approccio biologico prevede di moltiplicare il tempo di pesca per un'unità di potere di pesca, ad esempio il tonnellaggio. Da un punto di vista economico si sottintende dunque che tutti i fattori di produzione (capitale e lavoro) vengono combinati in unità di sforzo fra loro omogenee e di uguale capacità produttiva (Huang e Lee, 1976). Inoltre si sottintende che lo sforzo è direttamente proporzionale sia al tempo che al potere di pesca poiché aumentare del 10% il tempo o aumentare del 10% il tonnellaggio determina lo stesso risultato (+10%) in termini di sforzo nominale e di conseguenza in termini di catture. Tali semplificazioni possono non essere verosimili. La stessa misurazione del potere di pesca in tonnellate o kW (come unico indice del capitale) è considerata troppo semplicistica.

Da un punto di vista teorico ci sono diversi problemi nel costituire un unico indice a partire da diversi input e nel suo uso all'interno di una funzione di produzione. Ciò può essere fatto solo se la funzione di produzione soddisfa il teorema di Leontief sulla separabilità delle funzioni (Huang e Lee, 1976; Chambers, 1988). Nel contesto dell'economia della pesca ciò significa che il tasso marginale di sostituzione tecnica dei fattori che compongono lo sforzo (es: capitale e lavoro) deve essere indipendente dal livello dell'altro fattore produttivo, cioè lo stock ittico. Questa può essere in diversi casi una restrizione piuttosto severa, così che il concetto di un singolo indice di sforzo di pesca posa su basi teoriche deboli.

L'uso delle funzioni di produzione consente del resto di considerare simultaneamente differenti fattori (fisici o monetari) ed eventualmente testare se questi possono essere riuniti in un indice del potere o dello sforzo di pesca. Diversi tipi di capitale (potenza del motore, numero e tipo di attrezzi, tonnellaggio, valore dell'imbarcazione, consumo di carburante) e di lavoro possono ad esempio essere utilizzati per ricostruire una funzione del potere o dello sforzo di pesca.

In altre parole lo sforzo di pesca risulterebbe tanto un input (rispetto a una funzione di produzione) che un output (come aggregazione di fattori produttivi) all'interno di un modello bioeconomico (Padilla e Trinidad, 1995). È questo il senso del concetto di separabilità, in quanto si ritiene che la produzione avvenga in due tappe consecutive: in un primo stadio dai fattori produttivi si ottiene lo sforzo di pesca e successivamente lo sforzo

di pesca insieme allo stock determina le catture. Riprendiamo la forma più generale della funzione di produzione della pesca:

$$Y = g(E, B) \quad (\text{Eq. 32})$$

dove Y sono le catture, E è un vettore di input che comprendono il lavoro, il capitale e altri fattori produttivi, B è lo stock. Se la funzione di produzione è (debolmente) separabile può essere riscritta come:

$$Y = g(f(E), B) \quad (\text{Eq. 33})$$

La funzione $f(E)$ può eventualmente essere specificata come Cobb-Douglas e, nel caso di due fattori produttivi, diventa:

$$E = Ax_1^{\alpha_1} x_2^{\alpha_2} \quad (\text{Eq. 34})$$

Sebbene la funzione Cobb-Douglas è più complessa e verosimile rispetto al concetto comunemente usato di sforzo (in cui ci si limita a moltiplicare il tempo per il potere di pesca), essa stessa presenta diversi limiti nella specificazione della tecnologia di pesca, come il fatto di assumere che l'elasticità di sostituzione tra gli input è unitaria (il che potrebbe non essere veritiero) e che la funzione è (fortemente) separabile. Per questa ragione altre specificazioni, più complete, vengono talvolta utilizzate per stimare la funzione di produzione della pesca, in primo luogo la CES (Constant Elasticity of Substitution) e la Translog (translogaritmica).

Una tecnica per verificare che la funzione di produzione sia effettivamente separabile e riconducibile a una Cobb-Douglas consiste proprio nello stimare preventivamente una funzione Translog ed effettuare sui coefficienti ottenuti dei test di separabilità il cui esito supporti l'uso di un unico input aggregato definibile come sforzo di pesca (del Valle *et al.*, 2000). La separabilità indica infatti che non ci sono specifiche interazioni fra gli input da prendere in considerazione (Andersen, 1999).

Per una funzione di produzione tre tipi di elasticità possono essere calcolati: l'elasticità del fattore, l'elasticità di sostituzione e l'elasticità di scala.

Calcolare l'elasticità dei fattori significa misurare la variazione percentuale della produzione dovuta alla variazione percentuale unitaria di un fattore. Il rendimento di scala misura di quanto la produzione varia se tutti i fattori produttivi variano contemporaneamente. L'elasticità di sostituzione misura di quanto un altro fattore di produzione deve cambiare, per mantenere la stessa quantità di produzione, se un fattore varia di un punto percentuale.

La funzione di produzione Cobb-Douglas consente di calcolare l'elasticità dei fattori e il rendimento di scala. L'elasticità di sostituzione fra i fattori di produzione è invece uguale a uno per costruzione.

L'uso di diversi fattori di produzione, al posto di un singolo indice di sforzo, risulta anche vantaggioso da un punto di vista economico, nel momento in cui si debbano prendere in considerazione i costi, più facilmente attribuibili ai singoli fattori piuttosto che allo sforzo stesso.

3.2.1 Il modello Taylor-Prochaska

Nella bibliografia degli studi empirici si ritrovano comunemente stime della funzione di produzione; più rare sono invece le stime della funzione di sforzo, ovvero funzioni in cui è lo sforzo nominale l'output risultante da una certa combinazione di fattori, ciò perché risulta piuttosto complicato avere una stima dello sforzo utilizzando il concetto di potere di pesca espresso sopra³⁴.

In questo paragrafo si intende illustrare una forma empirica piuttosto interessante per stimare una funzione di produzione e contemporaneamente costruire un indice di sforzo di pesca.

La metodologia elaborata da Taylor e Prochaska (1985) consente di ricostruire un indice di sforzo che non sia determinato a priori, ma che venga identificato empiricamente a partire dai dati disponibili sui fattori di produzione, aggregati a livello di flotta (e non a livello di singole imbarcazioni come altri studi precedenti).

Si consideri il caso di un'industria di pesca in cui lo sforzo di pesca nominale è misurato in numero di imbarcazioni. Una funzione aggregata del potere di pesca è definita come:

³⁴ Cioè con il potere di pesca stimato confrontando le catture di un vascello con quelle di un vascello standard preso come unità di riferimento. Vedere Andersen (1999) per una bibliografia di questi modelli.

$$P_t = h(X_{1t}, \dots, X_{nt}) \quad (\text{Eq. 35})$$

dove P_t è il potere di pesca medio di un'imbarcazione nel periodo t e X_{it} sono n misure medie di fattori ritenuti importanti nel determinare le capacità di pesca della flotta (es: dimensioni delle imbarcazioni, numero di equipaggio, ecc...). Lo sforzo totale E_t della flotta in un determinato momento è dunque dato dal numero delle imbarcazioni (V_t) per il potere di pesca medio delle imbarcazioni operanti.

$$E_t = V_t h(X_{1t}, \dots, X_{nt}) \quad (\text{Eq. 36})$$

Riprendendo la funzione di produzione precedentemente vista (Eq. 32) nel caso si assuma la separabilità della tecnologia si ha, per un determinato momento

$$Y_t = g(E_t, B_t) \quad (\text{Eq. 37})$$

Da cui, combinando la (37) con la (36), si ottiene:

$$Y_t = g[V_t h(X_{1t}, \dots, X_{nt}), B_t] \quad (\text{Eq. 38})$$

Si assuma, come esempio, che l'equazione che sta alla base delle catture prenda la forma di una Cobb-Douglas

$$Y_t = A E_t^{\beta_1} B_t^{\beta_2} \quad (\text{Eq. 39})$$

e che la funzione del potere di pesca sia un'altra Cobb-Douglas del tipo

$$P_t = X_{1t}^{\alpha_1} X_{2t}^{\alpha_2} \quad (\text{Eq. 40})$$

dove A , α_1 , α_2 , β_1 e β_2 sono tutti parametri da stimare. Lo sforzo totale, considerando il numero di battelli e il potere di pesca medio dei battelli stessi, è dunque dato da:

$$E_t = V_t \cdot X_{1t}^{\alpha_1} X_{2t}^{\alpha_2} \quad (\text{Eq. 41})$$

ed infine, sostituendo all'interno della (39) la (41), la funzione di produzione diviene:

$$Y_t = A_t V_t^{\beta_1} X_{1t}^{\pi_1} X_{2t}^{\pi_2} B_t^{\beta_2} \quad (\text{Eq. 42})$$

dove $\pi_i = \alpha_i \beta_1$, $i = 1, 2$. L'ipotesi riguardante la validità di usare un'unica misura per lo sforzo di pesca complessivo può essere ora testata utilizzando i coefficienti stimati π_1 , π_2 e β_1 , ovvero verificando l'ipotesi che $\alpha_i \equiv \pi_i / \beta_1 = 1$ per tutti i fattori i .

Successivamente Taylor e Prochaska (1985) presentano un'applicazione empirica del loro modello sulla pesca nel Golfo del Messico. I dati corrispondono a un panel composto da cinque flotte (una per ogni stato del golfo) e 19 osservazioni annuali. Oltre al numero di imbarcazioni per stato ed anno, le variabili alla base del potere di pesca inserite nel modello sono l'equipaggio medio e la dimensione media delle imbarcazioni.

3.3 Applicazioni bioeconomiche per il Mar Adriatico

3.3.1 Funzioni di produzione di breve periodo

Vi sono diversi studi empirici in cui vengono stimate le funzioni di produzione di una flotta, analizzando solo le relazioni di breve periodo senza ricercare lo stato di equilibrio di lungo periodo (ovvero senza prendere in considerazione la funzione di crescita e l'effetto che le catture hanno sulla riproduzione dello stock). Alcuni di questi studi sono stati applicati anche al Mar Adriatico, in particolare da IREPA (Rodgers e altri 2003, Placenti *et al.*, 2005b).

Un primo studio (vedi Rodgers *et al.*, 2003) è stato condotto in coordinamento fra diversi centri di ricerca europei testando metodologie simili da applicare alla flotta italiana nel Mar Adriatico, alla flotta danese nel Mare del Nord e alla flotta scozzese. In questo caso la flotta adriatica viene presa nel suo insieme, senza distinzione di attrezzi, per la difficoltà di effettuare una chiara separazione fra gli stessi. Le variabili indipendenti considerate fra i fattori produttivi sono: potenza della flotta (in kW), numero di manodopera, giorni di pesca, numero imbarcazioni, stazza della flotta, kW*giorni. Come in altri studi simili queste variabili risultano fortemente correlate fra loro, causando problemi di multicollinearità nel modello di regressione. La soluzione migliore che alla

fine viene utilizzata prevede l'utilizzo della stazza e di kW*giorni. Non si usano dati di biomassa. La variabile dipendente è invece espressa dal valore monetario delle catture. La stima viene condotta usando una serie storica che va dal 1972 al 2000.

Diverse forme funzionali vengono stimate attraverso la tecnica dei minimi quadrati ordinari (OLS) fra le quali la Translog, la CES, la Cobb-Douglas e la Cobb-Douglas con rendimenti di scala costanti.

I modelli stimati empiricamente, in forma logaritmica, sono dunque i seguenti:

Modello Translog (Eq. 43):
$$\ln(Y) = c_0 + \sum_{i=1}^k c_i \ln X_i + \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^k c_{i,j} \ln X_i \ln X_j$$

Modello CES (Eq. 44):
$$\ln(Y) = c_0 + \sum_{i=1}^k c_i \ln X_i + \sum_{i,j=1}^k c_{i,j} (\ln X_i - \ln X_j)^2$$

dove $i \neq j$

Modello Cobb-Douglas (Eq. 45):
$$\ln(Y) = c_0 + \sum_{i=1}^k c_i \ln X_i$$

CD con rendimenti di scala costanti (Eq. 46):
$$\ln(Y) = c_0 + \sum_{i=1}^k c_i \ln X_i \quad \text{dove} \quad \sum_{i=1}^k c_i = 1$$

Si fa inoltre uso di una versione di Cobb-Douglas dinamica mettendo fra i regressori i valori ritardati delle catture e dei fattori produttivi. Proprio quest'ultima formulazione sembra quella che fornisce coefficienti realistici e che risponde meglio ai test statistici. Il rendimento di scala degli elementi congiunti di sforzo risulta crescente.

Un secondo studio condotto da IREPA per l'Adriatico (Placenti *et al.*, 2005b) è invece diretto specificamente alla pesca dei piccoli pelagici. Ancora una volta per la stima di una funzione di produzione totale si considerano tre specificazioni differenti (Translog, Cobb-Douglas e CES); fra le variabili indipendenti si fa uso dello sforzo di pesca³⁵ come unico fattore produttivo, e in alternativa singoli fattori produttivi o con diversi modi di

³⁵ Lo sforzo è calcolato come una misura di capacità della flotta (es: numero di imbarcazioni, stazza o potenza) moltiplicato per il tempo di attività (giorni di pesca).

aggregazione. Fra i fattori produttivi compaiono i giorni di attività, la stazza e la potenza della flotta, ma anche la spesa per il gasolio e il valore delle imbarcazioni. Anche in questo caso non si fa uso di dati sulla biomassa degli stock. Come variabile dipendente vengono usate le catture totali dei piccoli pelagici, sia in peso che in valore. La stima si basa su serie storiche (periodo 1972-2000) utilizzando il metodo dei minimi quadrati.

I dati analizzati si riferiscono alle catture (aggregate) della flotta diretta alla pesca dei piccoli pelagici nel nord e centro Adriatico, ovvero l'insieme delle imbarcazioni classificate come volanti e lampare, e quelle comprese nella categoria dei polivalenti. I dati provengono dalla banca dati Moses che include ricostruzioni dei dati di sforzo per gli anni più indietro nel tempo, non esistendo statistiche ufficiali.

Per quanto riguarda i risultati, il potere di spiegazione di tutti i modelli risulta piuttosto basso (R^2 attorno a 0,3), ma ciò che è più grave è che i coefficienti presentano segni negativi non coerenti con la teoria economica.

Indipendentemente dai risultati ottenuti i due modelli bioeconomici descritti per la pesca in Adriatico presentano almeno due limiti, che nel secondo studio si cerca in parte di limitare (sebbene i risultati ottenuti sembrano peggiori). In primo luogo fra i fattori produttivi non viene considerato il livello dello stock (sia in forma aggregata che di singole specie), elemento che può portare a errori di stima; in secondo luogo le catture vengono espresse a livello aggregato ignorando le differenze esistenti fra specie e fra tecniche di pesca.

Poiché nei modelli proposti le relazioni di causa-effetto fra catture, capacità e attività della flotta pelagica nel Nord e Centro Adriatico sono risultate infruttuose, in un successivo studio Placenti e altri (2005c) utilizzano un'analisi vettoriale autoregressiva (VAR) per analizzare le relazioni esistenti.

La tecnica del VAR viene frequentemente utilizzata nel caso di sistemi previsionali, quando si dispongono di serie storiche con relazioni reciproche che però non si è in grado di specificare con esattezza; ci si limita in questo modo ad analizzare le relazioni dinamiche fra le variabili e il reciproco impatto dovuto a variazioni e shock in una o più di esse.

La forma matematica di un VAR consiste in un sistema di equazioni, dove ognuna delle variabili endogene è funzione dei valori ritardati delle altre variabili:

$$y_t = \delta + A_1 y_{t-1} + \dots + A_p y_{t-p} + Bx_t + \varepsilon_t \quad (\text{Eq. 47})$$

dove y_t è un vettore di k variabili endogene, x_t è un vettore di d variabili esogene e $A_1 \dots A_p$ e B sono le matrici dei coefficienti da stimare.

Nel caso specifico Placenti e altri (2005c) prevedono un sistema di tre equazioni in cui le variabili endogene sono la stazza della flotta, il numero di giorni di attività e le catture (tutte espresse in logaritmi), con un ritardo (p) di un anno³⁶.

Il modello sembra dare risultati significativi ma i valori dei coefficienti non sono facilmente interpretabili e ancora una volta manca fra le variabili la biomassa che renderebbe i risultati di più facile lettura.

3.3.2 Modelli bioeconomici di lungo periodo

Poche sono le applicazioni di modelli bioeconomici di lungo periodo per il Mar Adriatico. Silvestri e Maynou (2009) per lo studio della pesca dei piccoli pelagici in Veneto applicano il modello MEFISTO, un pacchetto software elaborato in Spagna da ricercatori dell'Institut de Ciències del Mar e dell'Università di Barcellona, che ha come principale obiettivo quello di simulare l'evoluzione nel tempo del sistema bioeconomico sottoposto a differenti scenari. Il pacchetto è composto da tre sottomodelli (box): la componente biologica che simula le dinamiche degli stock soggetta alla pesca; la componente dell'industria che simula il comportamento dei pescatori (a livello di singola imbarcazione, di flotta o di nazione); e la componente del mercato in cui viene determinato il prezzo sulla base di una funzione di domanda inversa.

La crescita dello stock viene stimata usando: la funzione di crescita in volume di von Bertalanffy per i singoli individui, parametri per le relazioni peso/lunghezza, il coefficiente di mortalità naturale e i dati di reclutamento (i parametri necessari sono tratti dalla bibliografia). Per semplificare l'applicazione del modello ed evitare di tenere in conto le ampie fluttuazioni naturali osservate per le acciughe e le sardine, si assume che il reclutamento sia indipendente dal livello dello stock e che fluttui in maniera stocastica

³⁶ Anche Stergiou (1991) utilizza un VAR per realizzare delle previsioni riguardo la pesca di sardine e acciughe nel Mediterraneo Orientale. In questo caso le catture delle due specie costituiscono le variabili endogene mentre lo sforzo è una variabile esogena. Nello stesso articolo compare una bibliografia di studi empirici in cui si sono utilizzate diverse analisi statistiche per prevedere le catture usando fra i regressori fattori ambientali o usando sistemi autoregressivi.

intorno al valore osservato nel 2004, seguendo una distribuzione lognormale di media R e deviazione standard $0,1$. Lo sforzo di pesca è misurato in numero barche mentre il coefficiente di catturabilità viene scelto per ogni imbarcazione in funzione della stazza. Inoltre la dinamica del coefficiente di catturabilità è modellata considerando un incremento annuo del 1% per tenere conto del progresso tecnologico.

L'articolo si limita a simulare le probabili conseguenze che si avrebbero in un periodo di dieci anni nell'ipotesi di variazioni nel prezzo e nel numero di giorni di pesca.

Anche IREPA (Coppola e Placenti, 2005) ha sviluppato per la pesca italiana un modello bioeconomico denominato MOSES (Model for Optimal Sustainable Effort in the Seas) con lo scopo di supportare le politiche di gestione. Esso però non è mai stato applicato empiricamente al contesto del Mar Adriatico. Può essere utilizzato tanto per analisi di simulazione quanto per ottimizzazioni; la componente biologica può essere analizzata sia con un approccio di modellizzazione globale (biomassa e catture totali) sia prevedendo la strutturazione per classi di età: nel primo caso i parametri vengono stimati per un modello di tipo Schaefer o Fox, nel secondo caso per un modello Deriso-Schnute includendo informazioni ausiliarie provenienti da studi biologici.

Una peculiarità del modello MOSES consiste nel considerare le relazioni esistenti fra sforzo, catture e stock in una forma intermedia fra il breve periodo e lo stato stazionario di lungo periodo. Si prenda ad esempio il caso del modello Schaefer. La forma funzionale per l'equilibrio di lungo periodo corrisponde all'equazione di una parabola per cui:

$$\text{Relazione di equilibrio} \quad Y_s = k_0 E_t - k_1 E_t^2 \quad (\text{Eq. 48})$$

D'altra parte questa è una situazione limite realizzabile solo a livello teorico quando la biomassa si trova anch'essa in equilibrio con il livello di catture Y_s ; in qualsiasi altro momento invece le catture sono funzione dello sforzo per la biomassa per il coefficiente di catturabilità:

$$Y = EqB \quad (\text{Eq. 49})$$

Per cui, ipotizzando la biomassa dell'anno t pari a Y_{t-1}/qE_{t-1} si può definire la seguente relazione di breve periodo (dove Y_{t-1}/E_{t-1} sono le catture per unità di sforzo dell'anno precedente)

$$\text{Relazione di breve periodo} \quad Y_c = Y_{t-1} \frac{E_t}{E_{t-1}} \quad (\text{Eq. 50})$$

Concludendo il Modello Moses considera la seguente relazione intermedia:

$$Y_t = SY_s + (1 - S)Y_c \quad (\text{Eq. 51})$$

Con questo approccio, variando il peso di S ($0 < S < 1$), è possibile considerare qualsiasi situazione come un continuum fra una situazione di perfetto stato stazionario ($S=1$) e una in cui l'equilibrio sarà raggiungibile solo con tempo infinito ($S=0$).

Un'altra caratteristica distintiva del modello proposto da IREPA consiste nella massimizzazione, come funzione obiettivo, del valore aggiunto della flotta (divisa per attrezzo e zona di pesca), piuttosto che del profitto netto, questo perché nel caso della pesca italiana i contratti di lavoro possono presentarsi in diverse forme e spesso, seppure non sempre, i salari comprendono una percentuale sui ricavi³⁷.

Fra le variabili economiche esogene vengono considerati i costi (per tipo di pesca e area) e i prezzi medi annui (per specie e area).

3.4 Modelli stocastici

Diverse ragioni di incertezza possono condurre a formulare modelli stocastici al posto di quelli deterministici. Fra le fonti d'incertezza più studiate e analizzate nel campo dell'economia ittica troviamo le fluttuazioni dei prezzi e soprattutto le relazioni fra stock e

³⁷ Tre tipi di contratti per la remunerazione della forza lavoro sono previsti in Italia: contratti salariali (diffusi per circa un 10% delle imprese di pesca) dove il lavoro viene ricompensato in maniera prestabilita sulla base di contratti nazionali collettivi; contratti con ripartizione del valore aggiunto fra proprietario e lavoratori (circa l'80% dei casi), in cui i salari sono direttamente legati alla produzione; forme di conduzione diretta (10% dei casi) nel caso di piccole imbarcazioni dove i lavoratori sono contemporaneamente proprietari dell'imbarcazione e dell'impresa (Placenti *et al.*, 2005a).

reclutamento che stanno alla base delle funzioni di crescita (Clark, 1990; Nostbakken, 2006). In molte specie queste relazioni sono poco comprese o molto influenzate dai fattori ambientali; abbiamo visto che fra queste rientrano anche le due specie di piccoli pelagici del Mar Adriatico.

Una semplice formulazione di un modello stocastico può assumere la seguente forma differenziale (Ludwig, 1979; rielaborato da Reed, 1979, nelle differenze)

$$dB = [g(B_t) - h_t] dt + \sigma B_t dz \quad (\text{Eq. 52})$$

dove B_t è la dimensione dello stock nel momento t , $g(B_t)$ è la crescita naturale dello stock, h_t è il tasso di cattura, σB_t riflette il livello di fluttuazione dello stock e dz è il risultato di un processo stocastico³⁸.

Una recente applicazione di questi modelli è stata realizzata da Nostbakken (2008) per le aringhe del Mar del Nord. Nostbakken utilizza il modello nelle differenze elaborato da Reed (1979) nella seguente forma

$$B_{t+1} = z_{t+1}G(S_t) \quad (\text{Eq. 53})$$

$$S_t = B_t - Y_t \quad (\text{Eq. 54})$$

dove B è la biomassa totale all'inizio del periodo, Y le catture ed S l'evaso, cioè le differenza annue fra la biomassa totale all'inizio del periodo e le catture; z è una variabile casuale indipendente e identicamente distribuita (iid), di media uno e varianza costante, osservata all'inizio del periodo; $G(S_t)$ è una funzione di crescita dello stock.

La variabile z_{t+1} si può considerare come uno shock ambientale che avviene fra un precedente periodo t di catture e un successivo periodo $t+1$ di reclutamento. Ciò significa che dopo aver osservato la variabile casuale di un periodo è possibile conoscere con esattezza il livello di reclutamento e quindi la biomassa totale all'inizio del periodo stesso. In questo modello l'organismo di gestione della pesca può dunque, dopo essere venuto a conoscenza dell'elemento casuale, fissare le quote di cattura per il corrispettivo periodo.

³⁸ Si vedano Andersen e Sutinen (1984) per una trattazione dei primi modelli stocastici sulle risorse ittiche fra cui quello di Ludwig (1979), Reed (1979), Spulber (1982, in cui il disturbo causale nella crescita della popolazione segue un processo marcoviano) e Lewis (1982, che considera variazioni casuali anche nella funzione di produzione).

Ovviamente si tratta di una ipotesi semplificatrice, poiché molto difficilmente un organismo di gestione può essere a conoscenza in maniera perfetta del livello degli stock all'inizio del periodo.

3.5 Pesca multispecifica e interazioni ecologiche

La modellizzazione bioeconomica di una flotta e degli stock diventa particolarmente complessa quando le specie pescate sono più di una (pesca multispecifica).

Si ipotizzino più specie pescate contemporaneamente. In stato stazionario, seguendo la modellizzazione di Gordon-Scheafer, il ricavo sostenibile che si può trarre da ciascuna di esse è individuato da una curva parabolica la cui espressione è:

$$R_s = a_s E - b_s E^2 \quad (\text{Eq. 55})$$

dove R_s è il ricavo ottenibile da ogni specie s , E è una misura dello sforzo di pesca, e a_s e b_s sono coefficienti che riassumono l'effetto congiunto dei prezzi e dei tassi di natalità, crescita e mortalità della specie. La funzione di costo è invece data da $C = cE$, dove C è il costo totale della pesca e c il costo marginale di ogni unità aggiuntiva di sforzo (si assume che il costo marginale sia costante e corrisponda al costo medio).

La rendita totale generata dalla pesca è dunque data da

$$\pi = \sum_s R_s - C \quad (\text{Eq. 56})$$

Il Massimo Ricavo Sostenibile (MSR) è il corrispettivo del Massimo Rendimento Sostenibile (MSY) nel caso di una pesca multispecifica in cui le funzioni di ricavo di ogni specie (in equilibrio) vengono aggregate (Chae e Pascoe, 2005). Esso si ottiene con il livello di sforzo corrispondente al punto massimo della funzione aggregata, ovvero nel punto in cui la derivata prima della funzione risulta uguale a zero; in formule esso è dato da

$$\frac{d \sum R}{dE} = \sum_s a_s - 2 \sum_s b_s E = 0 \quad (\text{Eq. 57})$$

per cui il livello di sforzo (E_{MSR}) in cui si ottiene il Massimo Ricavo Sostenibile è

$$E_{MSR} = \frac{\sum_s a_s}{2 \sum_s b_s} \quad (\text{Eq. 58})$$

In maniera simile si può procedere per individuare il livello di sforzo in cui si ottiene il Massimo Rendimento Economico (MEY) per una pesca multispecifica ovvero

$$\frac{d\pi}{dE} = \sum_s a_s - 2 \sum_s b_s E - c = 0 \quad (\text{Eq. 59})$$

per cui

$$E_{MEY} = \frac{\sum_s a_s}{2 \sum_s b_s} - \frac{c}{2 \sum_s b_s} \quad (\text{Eq. 60})$$

Ancora più interessante e difficile da studiare risulta il caso in cui le specie pescate abbiano fra loro una qualche interazione ecologica, come rapporti di competizione verso una stessa risorsa, o rapporti di predazione. Senza spingerci ulteriormente in questo campo ci si limiterà a mostrare il semplice modello di Gause di competizione interspecifica secondo l'equazione di Lotka e Volterra (Clarke, 1990). Esso non è che una ampliamento del modello di crescita logistica, nel quale appare un ulteriore elemento a rappresentare l'interferenza di una specie sull'altra:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= F(x, y) = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) - \alpha xy \\ \frac{dy}{dt} &= F(x, y) = sy \left(1 - \frac{y}{L}\right) - \beta xy \end{aligned} \right\} \quad (\text{Eq. 61})$$

dove x e y sono gli stock delle due specie.

3.6 I modelli di domanda

3.6.1 I modelli di domanda e la teoria del consumatore

Le basi teoriche per i modelli di domanda provengono dalla teoria del consumatore³⁹. I primi studi empirici si sono però preoccupati essenzialmente della stima dell'elasticità della domanda senza prestare troppa attenzione alla teoria di base. Con questo approccio gli economisti specificano funzioni di domanda attraverso equazioni singole lineari nei parametri, soprattutto nella versione logaritmica. Questa formulazione è ancora molto comune ed ha il vantaggio di stimare direttamente l'elasticità (o la flessibilità).

L'uso di modelli ad equazioni singole pone però due problemi. Il primo problema è che le specificazioni usate generalmente non sono consistenti dal punto di vista della teoria del consumatore. La specificazione più comune ad esempio, la doppia logaritmica, secondo Byron (1970) non corrisponde a nessuna funzione di utilità globale; per Deaton e Muellbauer (1980, citato da Asche *et al.*, 2005) essa è teoricamente consistente solo quando la domanda è indipendente dalla spesa, ovvero le preferenze del consumatore sono omotetiche: questo del resto violerebbe la legge di Engel che afferma che la propensione al consumo di un particolare gruppo di beni cambia con la spesa totale (Asche *et al.*, 2005). Il secondo problema è che i modelli a equazioni singole specificano equazioni di domanda non compensate; i prodotti omissi dalla specificazione possono causare distorsioni poiché variazioni di questi causano variazione nella domanda del bene in esame attraverso cambi nella spesa.

Tre differenti approcci secondo Barten (1977) possono essere usati per ottenere una corretta specificazione delle forme funzionali coerentemente con la teoria del consumatore. Il primo e il secondo approccio prevedono di partire rispettivamente da una

³⁹ La teoria parte dal comportamento del singolo consumatore mentre i dati utilizzati per le applicazioni empiriche si riferiscono solitamente alla domanda aggregata; alcune implicazioni possono derivare da questa estensione, in particolare l'aggregazione delle quantità consumate e dei redditi non è priva di conseguenze se i consumatori non sono tutti identici (distribuzione del reddito). Si può comunque ritenere che per un numero di individui tendenti a infinito le proprietà delle macro-relazioni siano equivalenti a quelle delle micro-relazioni (Barten, 1977).

funzione di utilità diretta e da una funzione di utilità indiretta per derivare la domanda (la combinazione di beni che massimizzano l'utilità del consumatore o che minimizzano la spesa): con questi sistemi le equazioni di domanda conservano le proprietà essenziali per la loro consistenza teorica. Con il terzo approccio si specificano prima le forme funzionali delle equazioni di domanda e si pongono successivamente le condizioni necessarie per la loro consistenza teorica, ovvero i vincoli di aggregazione, omogeneità e simmetria.

Per tenere conto delle restrizioni teoriche le equazioni non possono essere stimate separatamente ma l'intero sistema va determinato congiuntamente. La principale caratteristica di questo approccio è strutturare l'interdipendenza fra i prodotti. Oggi i sistemi di domanda più comunemente utilizzati sono il Rotterdam e l'AIDS (Almost Ideal Demand System) formulati in termini di quote sul bilancio di spesa. In entrambi i casi il vincolo di aggregazione è automaticamente imposto mentre quelli di omogeneità e simmetria possono essere imposti o testati. Entrambi possono essere espressi anche in un approccio di domanda inversa, quando si ritiene che le quantità sono determinate esogenamente e il prezzo sul mercato si realizza in funzione di queste.

Negli studi empirici i modelli lineari e loglineari a singola equazione sono ancora ampiamente utilizzati nonostante la loro inconsistenza rispetto alla teoria del consumatore. Diverse giustificazioni possono essere addotte a tale approccio. In primo luogo, citando Barten (1977), quando l'interesse è volto allo studio della domanda di un singolo bene piuttosto che l'interdipendenza di una vasta gamma di prodotti, approcci diversi da quello sistemico risultano senz'altro più pragmatici. Anche (2005) riprende la tesi che per l'analisi di una singola commodity, in cui la forma funzionale degli altri beni nel sistema rimane non specificata, la specificazione nei logaritmi può fornire una buona approssimazione locale, in particolare se non c'è troppa variazione nella spesa totale; la mancanza di compensazione (che invece è considerata nei sistemi) dovrebbe avere influenze poco rilevanti quando il bene rappresenta una porzione minima del budget. Per Sato (1972) si può dimostrare che l'equazione di domanda loglineare in termini dei propri prezzi e della spesa totale deflazionati può essere una buona approssimazione empirica di alcune formulazioni sistemiche più consistenti. Anche Barten (1977) sottolinea che ignorare la condizione di omogeneità causa problemi nella determinazione della domanda in condizioni di forte inflazione, ma il problema può essere risolto deflazionando i valori (come fatto ad esempio da Bose, 2004).

Tali considerazioni giustificano dunque l'uso di singole equazioni, ed in particolare la specificazione lineare nei logaritmi, per stimare la domanda di uno o pochi beni.

La specificazione lineare nei logaritmi ha anche visto uno sviluppo dinamico, introducendo valori ritardati della variabile dipendente e di quelle indipendenti. Esistono argomenti statistici ed economici per includere i valori ritardati in un modello di domanda (Asche, 2005). Da un punto di vista statistico si è riscontrato che spesso esiste una qualche dipendenza dei dati rispetto al tempo; da un punto di vista economico ci si basa sull'idea che gli aggiustamenti potrebbero non avvenire in maniera istantanea (ad esempio per doveri contrattuali, abitudini o informazione imperfetta). I modelli dinamici si sono successivamente evoluti e trasformati in modelli a correzione di errore (ECM) che studiano direttamente l'elasticità di lungo periodo e la velocità di aggiustamento verso l'equilibrio.

3.6.2 La causalità e i modelli di domanda inversa

Secondo la teoria neoclassica la formazione del prezzo viene determinata dall'incontro fra domanda e offerta; in questo processo quantità prodotta e prezzo si determinano vicendevolmente; ciò avviene però solo nei casi in cui la produzione è influenzata dalla variazione dei prezzi. In un mercato alla produzione di prodotti ittici si suppone generalmente che la quantità non è significativamente condizionata dai prezzi, poiché il processo produttivo è fortemente legato a fattori esogeni quali i processi biologici, le condizioni climatiche, le regolamentazioni (Nielsen, 2000); inoltre si tratta di un bene deperibile che deve essere venduto velocemente (Barten e Bettendorf, 1989) perdendo valore quando viene conservato. In questo caso l'offerta è determinata esogenamente e il prezzo costituisce la variabile dipendente (Nielsen, 2000; Asche e Hannesson, 2002; Jaffry, Taylor e Pascoe, 2005). È corretto dunque applicare un modello di domanda inverso che può essere scritto, nella sua forma funzionale generalizzata, con la seguente equazione

$$p_i = f(m, q_i, q_j) \quad \text{(Eq. 62)}$$

dove p_i è il prezzo del bene i ; q_i e q_j sono rispettivamente le quantità del bene i e di altri beni venduti sullo stesso mercato; m è il reddito.

Il modello di domanda inverso, così come quello ordinario (dove si ritiene il prezzo esogeno), può assumere diverse forme, fra cui, nel caso di un modello statico a singole equazioni, quella lineare e logaritmica. La forma logaritmica è data dall'equazione:

$$\ln(p_i) = a_0 + a_m \ln(m) + a_i \ln(q_i) + \sum_j a_j \ln(q_j) \quad (\text{Eq. 63})$$

Usando una formulazione di questo tipo i coefficienti stimati empiricamente a_i e a_j sono interpretabili come coefficienti di flessibilità, descrivendo l'effetto che cambiamenti nelle quantità hanno sui prezzi; a_m è invece la flessibilità di scala e descrive l'effetto di variazioni nella spesa totale.

Nielsen *et al.* (2009) sottolineano che sebbene sia frequente utilizzare modelli di domanda diretti per i prodotti di acquacultura e modelli di domanda inversa per quelli della pesca, possono esserci numerosi casi in cui tale presupposto non è fondato. Nel caso della pesca ad esempio particolari sistemi di gestione in mano alle organizzazioni di produttori o la possibilità di conservare il prodotto farebbero optare per modelli di domanda ordinari. Anche il livello di aggregazione territoriale considerato nel modello influenza la causalità della domanda quando i mercati sono integrati. Ad alti livelli di aggregazione (mondiale, continentale) il modello di domanda inverso è forse più appropriato; ma analizzando aggregazioni più circoscritte (a livello di nazione o regione, o a livello ancora minore) il mercato può prendere il prezzo formatosi ai livelli superiori come esogeno.

Facendo uso di dati non stazionari, Nielsen *et al.* (2009) non ricorrono a una specificazione a priori della causalità ma, attraverso un approccio di cointegrazione, tutte le variabili esplicative (prezzi e quantità) appaiono come variabili ritardate indipendentemente dalla causalità che viene testata a posteriori.

Come detto il modello di domanda inverso si basa sul presupposto di esogeneità delle quantità e sulla causalità di queste sui prezzi. Un sistema di domanda diretto e un sistema di domanda inverso in verità contengono le stesse informazioni sulle preferenze del consumatore se il sistema di domanda è effettivamente conosciuto. Nelle applicazioni

econometriche però l'obiettivo è ottenere informazioni sulle preferenze dei consumatori stimando una funzione di domanda a partire da dati empirici. Osservazioni realizzate unicamente su prezzi e quantità non sarebbero sufficienti per identificare la domanda, poiché non è possibile dire se i cambiamenti nei prezzi/quantità sono determinati da cambiamenti nella domanda o nell'offerta. In econometria si ha simultaneità (o endogenità) quando quella che si suppone essere una variabile indipendente e la variabile dipendente del modello si influenzano in realtà l'un l'altra allo stesso tempo. In questo caso lo stimatore OLS fornisce di solito stime non consistenti dei parametri dell'equazione (Verbeek, 2006). Come anticipato, in particolari circostanze, si assume che la funzione di offerta ha caratteristiche che rendono o i prezzi o le quantità esogene, dando così la possibilità di ottenere stime consistenti della funzione di domanda ignorando l'offerta (si ritiene che il commercio dei prodotti della pesca rientri in questi casi). Alcuni test per verificare l'assunto di esogeneità possono essere applicati. Una versione del test di endogenità di Hausman interessante dal punto di vista computazionale (chiamato anche test di Durbin-Wu-Hausman) è basata su una semplice regressione ausiliaria utilizzando una variabile strumentale (Verbeek, 2006). In questo contesto un'applicazione ai prodotti della pesca è data da Bose (2004) che esamina la robustezza dell'assunzione di esogeneità (debole) delle quantità offerte su un mercato australiano usando la seguente regressione ausiliaria:

$$q_t = \alpha_0 + \sum_{t=1}^k \beta_t q_{t-1} + \sum_{j=1}^{11} \gamma_j D_j + \varepsilon_t \quad (\text{Eq. 64})$$

dove q_t e D_j rappresentano le quantità (nei logaritmi) e delle dummy stagionali. Successivamente i residui della regressione ausiliaria vengono usati come variabile esplicativa nell'equazione di domanda inversa insieme alle altre variabili normalmente impiegate. Stimando i coefficienti dell'equazione con una regressione OLS si testa se i residui della regressione ausiliaria risultano significativi; in caso negativo l'ipotesi nulla di esogeneità debole delle quantità non può essere scartata.

3.6.3 L'estensione del mercato

Secondo Stigler e Sherwin (1985), che seguono l'impostazione di Marshall (1961), il mercato è l'area entro cui il prezzo viene determinato, o l'insieme dei venditori e dei compratori il cui commercio stabilisce il prezzo di un bene. Esiste dunque una relazione molto stretta fra determinazione del prezzo e determinazione del mercato: se c'è un solo prezzo (tenuto conto dei costi di trasporto) in una certa area, significa che o i compratori o i venditori (o entrambi) considerano le transazioni in ogni punto interno all'area come eccellenti (e al limite, perfetti) sostituti di transazioni in altri punti dell'area (Stigler e Sherwin, 1985).

Si possono dunque condurre test per verificare se i prezzi si muovono in maniera parallela nelle diverse località e il livello di integrazione è compreso fra i due estremi di assoluta omogeneità e di completa indipendenza; numerose cause possono spiegare le eventuali differenze: costi di trasporti variabili, shock improvvisi di domanda o offerta, qualità dei beni diversa, differenze nelle dimensioni dei lotti scambiati, ecc...

Stigler e Sherwin (1985) propongono lo stesso criterio utilizzato per la dimensione geografica per considerare se due prodotti diversi appartengono allo stesso mercato: due prodotti sarebbero dunque nello stesso mercato (ovvero sostituti) se i loro prezzi relativi mantengono un rapporto stabile. La definizione è essenzialmente equivalente a quella più comune secondo cui due prodotti vanno assimilati quando l'elasticità incrociata è alta.

Per McNew (1996) il concetto di integrazione fra mercati rimane comunque definito in maniera poco chiara in letteratura e spesso si basa più su criteri statistici che non su fenomeni economici. Per questa mancanza di definizione precisa i test empirici utilizzati al proposito sono molto vari.

Da un punto di vista empirico, a seconda che esistano buone misurazioni delle quantità scambiate, gli studi economici possono cercare relazioni prezzi-quantità (misurando ad esempio l'elasticità o la flessibilità) o concentrarsi esclusivamente sulle relazioni fra prezzi. In questo secondo caso per la definizione e l'integrazione dei mercati si ricorre a test sulla correlazione e causalità fra serie storiche, e a test sulla *Law of One Price* (LOP) o, nel caso di serie storiche non stazionarie, a test di cointegrazione come fatto ad esempio, per i prodotti ittici, da Gordon, Salvanes e Atkins (1993), Asche, Gordon e Hannesson (2004), Nielsen (2005). Test sui prezzi suggeriscono quindi se i prodotti venduti su due mercati geografici differenti sono sostituti (più o meno perfetti) o se invece non competono.

Una specificazione empirica molto semplice, adatta a serie storiche stazionarie, è ad esempio la seguente:

$$p_{yt} = a + bp_{xt} + e_t \quad (\text{Eq. 65})$$

Dove p_{yt} e p_{xt} sono le serie storiche dei logaritmi dei prezzi su due mercati differenti. Se $b=0$ allora i prodotti non competono; se $b=1$ allora la sostituibilità è perfetta e vale la LOP. La costante a è interpretabile come un costo di trasporto.

Analisi prezzo-prezzo sull'estensione del mercato sono utili per delimitare l'area ove ricercare una relazione di domanda. Se l'integrazione è perfetta, e dunque vale la LOP, ci sono valide ragioni per considerare i prodotti scambiati su due mercati come omogenei, e dunque le loro quantità e valori andrebbero aggregati (Nielsen, 2005). Se l'integrazione non è perfetta le quantità prodotte in diverse località andrebbero considerate come parziali sostituti (con una specifica flessibilità di sostituzione), secondo il concetto di eterogeneità geografica teorizzato da Armington (1969); infine se non vi è integrazione i due mercati vanno studiati separatamente.

Il modello può essere espresso anche in maniera dinamica, considerando i valori ritardati dei prezzi; questa soluzione consente eventualmente di individuare la direzione degli aggiustamenti, quindi la causalità e la leadership di un mercato su un altro (Asche *et al.*, 2004).

Riguardo alle relazioni prezzo-quantità Nielsen (2000 e 2005) sostiene che realizzando analisi econometriche su mercati geografici ridotti si potrebbero sottostimare gli effetti che i cambiamenti nelle quantità determinano sui prezzi di mercati geografici più ampi, nel caso questi siano integrati. In altre parole si commetterebbe l'errore di misurare le quantità su un sottoinsieme del mercato reale, per cui le variazioni percentuali misurate non corrisponderebbero alle variazioni percentuali reali e il coefficiente di flessibilità risulterebbe sottostimato. Conoscendo la quota di mercato del bene prodotto nel mercato minore (A) rispetto al mercato maggiore (B, di cui A è un sottoinsieme), e assumendo perfetta integrazione, il coefficiente di flessibilità nel mercato B è dato da

$$f_{pB} = f_{pA} / w \quad (\text{Eq. 66})$$

dove f_{pB} è il coefficiente di flessibilità per il mercato totale B; f_{pA} è il coefficiente di flessibilità stimato empiricamente per A; w è la quota di mercato del bene prodotto in A rispetto a B. E' implicito che anche cambi nelle quantità prodotte in altri sotto-mercati di B hanno conseguenze sui prezzi di A.

Si nota che il coefficiente di correzione w è corretto solo in caso di mercati perfettamente integrati. Se i beni prodotti in A e in B invece non sono perfetti sostituiti non sarà valida la LOP e il prezzo in B varierà in maniera meno che proporzionale rispetto al prezzo in A. In questo caso il coefficiente di correzione non è più dato da w , ma da un valore più alto; nel caso limite, se A e B fossero mercati indipendenti, il coefficiente di correzione tenderebbe all'infinito, f_{pB} sarebbe zero, i prezzi in B non dipenderebbero dalla produzione in A e viceversa.

Nielsen (2005) è cosciente che tali considerazioni non possono essere fatte senza tenere conto dei calendari produttivi e la correlazione fra le quantità prodotte nelle diverse località. Se infatti per ragioni biologiche, climatiche o per politiche di gestione (tutte situazioni caratteristiche della pesca), le quantità prodotte seguono andamenti simili, non è più possibile affermare che il coefficiente di flessibilità stimato per un sub-mercato (A) sottostima il coefficiente di flessibilità del mercato totale (B), poiché le variazioni nelle quantità avvengono contemporaneamente in tutta l'area B. Le caratteristiche del sistema sono evidentemente molto condizionate dall'ampiezza dell'area presa in considerazione: su un insieme di mercati vicini fra loro, simili per clima e gestiti con le stesse regole, è ovvio che ci sarà una maggiore correlazione nelle quantità prodotte che non su un mercato a livello continentale o globale.

In letteratura si ritrovano altri modelli estesi al caso di mercati aperti in cui si tiene conto degli scambi fra diverse regioni o nazioni (Perez, 2005). Alla base di questi modelli si trova la teoria della domanda di Armington (1969), secondo cui i prodotti provenienti da diverse aree geografiche non sono perfettamente omogenei e devono essere considerati come parziali sostituti. Negli studi empirici tale concetto è stato spesso utilizzato per stimare la risposta del commercio ai cambiamenti di prezzo (Welsch, 2006), considerando che tali risposte non si devono unicamente alle differenze attribuite ai prodotti provenienti da località diverse, ma anche all'esistenza di barriere commerciali.

Perez (2005) cita alcuni studi empirici dove le importazioni sono state considerate parte della domanda totale di un Paese e il prezzo delle importazioni diviene la variabile dipendente del modello; in altri casi è invece una variabile indipendente per spiegare la

formazione del prezzo della produzione locale. Se i prezzi nazionali sono più correlati ai prezzi internazionali che non alla produzione interna è evidente che i mercati sono altamente integrati; il caso limite si ha quando nei mercati più importanti vengono fissati i prezzi e questi sono utilizzati come riferimento per gli altri mercati (il prezzo è dunque esogeno).

4. METODOLOGIA

Con lo scopo di studiare nel suo complesso il sistema bioeconomico relativo alla pesca dei piccoli pelagici nel Mar Adriatico, e poterne trarre indicazioni di tipo gestionale, la ricerca prevede una divisione in due fasi metodologicamente distinte.

La prima fase consiste, utilizzando i dati a disposizione, nella stima empirica dei parametri che regolano il sistema nei suoi diversi aspetti biologici, tecnologici ed economici. Più in dettaglio le funzioni che regolano il sistema e che devono essere stimate sono le seguenti:

- 1) **Funzione di crescita** per acciughe e sardine (variazione dello stock in funzione dello stock stesso)
- 2) **Funzioni di produzione** (catture di acciughe e sardine in funzione di diversi indici di sforzo e dello stock)
- 3) **Funzione di domanda** inversa delle specie in esame (prezzo in funzione della quantità catturata)

La fase successiva consiste invece nella costruzione di un **modello dinamico** (o di modelli alternativi) che includa le precedenti funzioni e i costi della flotta. Tale modello potrà essere utilizzato per simulazioni e per individuare i cosiddetti punti di equilibrio bioeconomico, massimo rendimento sostenibile e massimo rendimento economico.

Di seguito si analizzerà la metodologia utilizzata per ognuno dei punti precedentemente elencati. Si tenga presente che le funzioni di crescita e di produzione, a seconda dei dati disponibili, possono essere stimate separatamente o contemporaneamente. Poiché la ricerca ha adottato (per le ragioni che verranno spiegate in seguito) entrambi i metodi, un paragrafo a parte verrà destinato alla stima congiunta delle due funzioni.

4.1 Stima della funzione di crescita

Avendo a disposizione dati sulla consistenza degli stock e sulle catture totali delle singole specie è possibile verificare se vi sia (e di che tipo sia) una relazione deterministica che leghi il livello di uno stock alla sua crescita in una certa unità di tempo (intesa come crescita netta, ovvero la biomassa degli individui nati quell'anno e l'incremento in peso degli individui degli anni precedenti, al netto delle morti per cause naturali⁴⁰). Disponendo di dati annuali si può affermare che la variazione (crescita) dello stock sia pari a:

$$G_t = (B_{t+1} - B_t) + Y_t \quad (\text{Eq. 67})$$

ovvero è possibile misurare la crescita della popolazione come la differenza fra il livello dello stock (B) nell'anno $t+1$ e nell'anno t , sommando le catture (Y) realizzate nello stesso anno attraverso l'attività di pesca. Questo incremento di popolazione è il risultato di una certa funzione di crescita $G = g(\bullet)$ che può dipendere in maniera più o meno importante dal livello della popolazione stessa.

Uno studio preliminare dei grafici in cui la crescita appare come funzione della biomassa può suggerire che tipo di relazione esista fra le due quantità. La relazione viene quantificata ricorrendo a regressioni lineari. Diversi tipi di relazione deterministica possono essere testati in questo modo, essendo il più noto la relazione logistica di Verhulst (1838) usata nel modello di Schaefer⁴¹:

$$G_t = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) \quad (\text{Eq. 68})$$

Sfruttando la forma parabolica della funzione di Verhulst e utilizzando il metodo dei minimi quadrati (OLS) si ottiene che:

⁴⁰ Si ipotizza che la popolazione sia isolata e non si verifichino importanti fenomeni di migrazione in entrata ed uscita dal sistema.

⁴¹ Il modello di Fox usa invece la funzione di crescita di Gompertz.

$$G_t = rB_t - \frac{r}{K} B_t^2 = \beta_1 B_t + \beta_2 B_t^2 + u_t \quad (\text{Eq. 69})$$

da cui si ottengono i valori di $r = \beta_1$ e $K = -\beta_1/\beta_2$.

Altri tipi di funzioni di crescita possono essere stimati ricorrendo a simili tecniche di regressione lineare.

Tale procedura sarà seguita per verificare l'esistenza di relazioni deterministiche per le acciughe e le sardine. Del resto la bibliografia, sia quella specifica sul Mar Adriatico (Cingolani *et al.*, 1996, 2003a, 2003b, 2004a, 2004b; Santojanni *et al.*, 2001, 2003, 2005, 2006, 2009; Azzali *et al.*, 2007; Leonori *et al.*, 2006a, 2006b, 2009), sia quella più generale sui piccoli pelagici (Murphy, 1967; Chavez *et al.*, 2003; Hoggart *et al.*, 2006) avverte che il comportamento dinamico degli stock di acciughe e sardine può essere molto imprevedibile, con variazioni di biomassa fortemente legate a condizioni ambientali e a complessi equilibri ecologici. Tale comportamento determinerebbe relazioni fra biomassa e crescita tutt'altro che evidenti, apparentemente casuali, poiché influenzate da fattori ambientali la cui inclusione esula gli obiettivi di questa ricerca.

Altri studi del resto (Del Valle *et al.*, 2001; Hoggart *et al.*, 2006) suggeriscono che la mancata correlazione fra stock e crescita si verifica solo al disopra di un certo stock minimo; al disotto di esso è impensabile che si possano verificare alti livelli di crescita: in altre parole in condizioni di stock molto sfruttati la relazione fra stock e crescita diviene più precisa e deterministica. L'eventualità di introdurre componenti stocastiche al modello verrà valutata sulla base dei risultati conseguiti.

Una semplice integrazione della funzione logistica di Verhulst può essere ottenuta aggiungendo alle variabili indipendenti il prodotto dei due stock, così come previsto nel modello di Gause e dall'equazione di Lotka e Volterra (vedi paragrafo 3.5):

$$\left. \begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= F(x, y) = rx\left(1 - \frac{x}{K}\right) - \alpha xy \\ \frac{dy}{dt} &= F(x, y) = sy\left(1 - \frac{y}{L}\right) - \beta xy \end{aligned} \right\} \quad (\text{Eq. 70})$$

4.1.1 Dati per la funzione di crescita

Dati sulla consistenza degli stock e sulle catture sono necessari per utilizzare questi modelli di regressione.

Come detto nel secondo capitolo diversi studi, con diverse metodologie, sono stati condotti da biologi italiani per stimare la consistenza degli stock di sardine e acciughe nel Mar Adriatico. In particolare ISMAR propone due serie storiche alternative: una ottenuta con metodi acustici⁴² e dunque indipendente dai dati di pesca e sforzo, l'altra con la tecnica del Virtual Population Analysis⁴³, un metodo di stima che invece usa i dati di pesca e di sforzo. Le due serie storiche inoltre sono diverse per copertura geografica e specificazione nel tempo.

Il metodo acustico si riferisce a campagne di ecosurvey realizzate nel lato occidentale dell'Adriatico⁴⁴ al fine di stimare l'abbondanza e la distribuzione spaziale dei piccoli pelagici nell'alto Adriatico (da Trieste a Giulianova; serie storica disponibile dal 1975 ad oggi, comprese le acque slovene dal 2007), nel medio Adriatico (da Giulianova a Vieste; serie disponibile dal 1987 ad oggi) e nel basso Adriatico (da Vieste a Brindisi; dal 1987 ad oggi). Gli ecosurvey si realizzano in estate: in generale a settembre nella GSA 17 e a luglio nella GSA 18 e la biomassa stimata si riferisce dunque a un preciso momento nel tempo. Dal 2002 i croati effettuano survey acustici nella parte orientale della GSA 17 (Ticina *et al.*, 2006) mentre ISMAR, grazie alla cooperazione con le nazioni dell'Adriatico orientale, nell'ambito del progetto FAO AdriaMed, ha esteso negli ultimi anni la ricerca al versante orientale della GSA 18 (Leonori e De Felice, 2008).

In questo lavoro sono stati utilizzati i dati acustici del versante nord occidentale della GSA 17.

Le stime con VPA al contrario si riferiscono all'intera GSA 17, comprendono dunque la porzione di mare croata ed escludono la GSA 18. La biomassa ottenuta va intesa come una media dello stock presente in mare nell'anno di riferimento. La VPA utilizza come tuning le stime acustiche di abbondanza per classe di età.

⁴² Durante le campagne di echosurvey vengono acquisiti dati acustici con un sistema spit beam multifrequenza e contemporaneamente vengono effettuati campionamenti biologici con rete volante monobarca; la biomassa e la distribuzione spaziale vengono stimate sulla base del metodo standard dell'eointegrazione: Simmonds & MacLennan, 2005.

⁴³ La VPA è una procedura iterativa basata sulla distribuzione delle catture per classe di età e stime di biomassa relative a ogni singola classe di età. Il modello non prevede alcuna relazione implicita fra la consistenza dello stock e la sua variazione nel tempo. I risultati per i piccoli pelagici dell'Adriatico evidenziano al contrario che non vi sarebbe alcuna palese relazione fra biomassa e reclutamento.

⁴⁴ A causa del trattato di Osimo del 1978 non è possibile effettuare ricerche acustiche italiane al di là della Mid-Line.

Entrambi i valori di biomassa saranno utilizzati nella presente ricerca per stimare un modello di crescita. D'altra parte si darà preferenza, ove i risultati risulteranno significativi e verosimili, ai dati originati da survey acustici che sono più indicati alla stima del modello di produzione con la metodologia proposta. Non bisogna infatti dimenticare che le stime ottenute tramite VPA si basano già su assunzioni relative alla biologia degli stock.

Per quanto riguarda le catture, grazie alla collaborazione di ISMAR, è stato possibile disporre delle loro serie storiche relative agli sbarchi di acciughe e sardine nella GSA 17 a partire dal 1975; per quanto riguarda l'Italia questi dati, sebbene non ufficiali come quelli di Istat o IREPA, sembrano gli unici che possano essere utilizzati in una serie storica lunga poiché raccolti dallo stesso istituto con la stessa metodologia. Va ricordato che mentre IREPA utilizza oggi un sistema campionario per il rilevamento delle catture, ISMAR adotta una rilevazione censitaria per i piccoli pelagici. Le differenze fra i dati dei due istituti risulta particolarmente sensibile per le acciughe pescate fra il 2004 e il 2006 quando IREPA individua un picco di catture che ISMAR non rivela affatto.

I dati di ISMAR sono stati integrati con le catture registrate nella ex Jugoslavia e nelle attuali repubbliche nate dalla sua divisione (Slovenia e soprattutto Croazia); queste informazioni sono rese disponibili dal database Fishstat Plus della FAO.

4.2 Stima della funzione di produzione

Il livello dello stock e la combinazione di diversi fattori produttivi possono essere usati per stimare una funzione di produzione in cui le catture rappresentano la variabile dipendente.

L'uso di valori di biomassa ottenuti con tecniche simili alla VPA, ovvero in cui la biomassa è stata stimata a partire dai dati sulle catture e sullo sforzo (di un campione e di tutta la flotta), sebbene si ritrovi nella letteratura dei modelli bioeconomici della pesca (si veda Bjorndal e Conrad, 1987a; Bjorndal, 2003; Nostbakken e Bjorndal, 2003; Eide *et al.*, 2003, Nostbakken 2008), appare piuttosto discutibile da un punto di vista teorico. Pare infatti evidente che questa procedura va incontro a un processo circolare: si usano prima certe assunzioni biologiche e tecnologiche per stimare con la VPA (o simile) la biomassa a partire da certi dati di sforzo e catture, e in seguito si cerca di ricostruire una diversa

relazione tecnologica fra quella biomassa, le catture e lo sforzo (quest'ultimo calcolato in maniera differente).

Questo problema non si pone se la misura dello stock è stata ottenuta con metodi diretti quindi indipendentemente dai dati sulle catture e lo sforzo, come nel caso degli ecosurvey (metodi acustici). Per questa ragione si prenderanno in considerazione esclusivamente i valori di stock ottenuti con tale metodo.

Per quanto riguarda i dati di sforzo si è già detto nel secondo capitolo che è molto difficile disporre di serie storiche lunghe, complete e coerenti. Le statistiche ufficiali hanno subito nel tempo diverse revisioni sia per la metodologia di rilevamento sia per la presentazione dei dati e risulta impossibile utilizzarle; proprio le volanti sono fra le categorie di imbarcazioni con il minor numero di informazioni rilevate.

Anche in questo caso si è deciso di affidarsi ai dati raccolti da ISMAR per quanto riguarda il numero di volanti e lampare attive nella GSA 17 e alla loro potenza. I dati di ISMAR si riferiscono al periodo 1975-1992 e sono stati completati con le recenti serie ufficiali di IREPA successive al 1998.

Per quanto riguarda il numero di giorni medi in mare si sono utilizzati i dati ufficiali (IREPA) di volanti e lampare per il periodo successivo al 1998. Per il periodo 1972-2000 esiste una serie storica dei giorni medi ricostruita da IREPA nel database Moses e già utilizzata per un modello di pesca dei piccoli pelagici (Placenti *et al.*, 2005b, 2005c); si è detto nel capitolo 2 che in questo studio IREPA considera le volanti e le lampare insieme ad altre imbarcazioni polivalenti, spesso di piccola stazza, che normalmente stanno in mare per un periodo di tempo inferiore. Confrontando infatti le due serie (IREPA ufficiale e Moses) nel loro periodo di sovrapposizione (1998-2000) si può constatare che il numero di giorni nella serie Moses è all'incirca il 10% più basso. In mancanza di altre possibilità si è deciso di agganciare la serie del database Moses a quella ufficiale di IREPA incrementando i valori della prima del 10%.

Nessun dato paragonabile è stato ritrovato per misurare lo sforzo esercitato al tempo della ex Jugoslavia e delle attuali repubbliche di Slovenia e Croazia. Infine la difficoltà di ottenere dati coerenti (per serie storiche lunghe come quelle disponibili per la GSA 17) per la GSA 18, implica che lo studio e la modellizzazione saranno condotte esclusivamente per la flotta italiana dell'Adriatico centro-settentrionale.

Si procederà alla stima di diverse funzioni di produzione. Il modello di riferimento sarà quello proposto da Taylor e Prochaska (1985; vedi paragrafo 3.2.1, equazione 42), dove la produzione è messa in relazione, tramite una funzione Cobb-Douglas, alla biomassa dello stock, al numero di imbarcazioni e a un vettore di caratteristiche medie della flotta: nel caso specifico si farà ricorso alla potenza media delle imbarcazioni e al numero di giorni medi trascorso in mare. In aggiunta verrà considerato un trend esponenziale per catturare l'effetto del progresso tecnologico (Eide *et al.*, 2003). In definitiva la forma funzionale da stimare sarà la seguente:

$$Y_t = A_t V_t^\alpha X_t^\pi D_t^\varphi B_t^\beta e^{\gamma t} \quad \text{Eq. 71}$$

dove Y sono le catture, A è l'effetto tecnologico corrispondente al coefficiente di catturabilità del modello di Schaefer, V il numero di imbarcazioni, X la potenza media, D il numero di giorni medi, B lo stock; γ esprime il tasso percentuale annuo di progresso tecnologico. I coefficienti vengono stimati ricorrendo alla forma logaritmica della funzione con il metodo dei minimi quadrati (OLS).

Verranno stimate a parte una funzione di produzione per le acciughe e una per le sardine, considerando comunque che lo sforzo esercitato per la pesca delle due specie è lo stesso. Sulla base dei risultati ottenuti si procederà eventualmente a testare la separabilità della funzione Cobb-Douglas partendo dalla corrispettiva funzione translogaritmica; in alternativa si formulerà una forma più semplice, una funzione Cobb-Douglas in cui compaiono lo stock e un indice di sforzo aggregato.

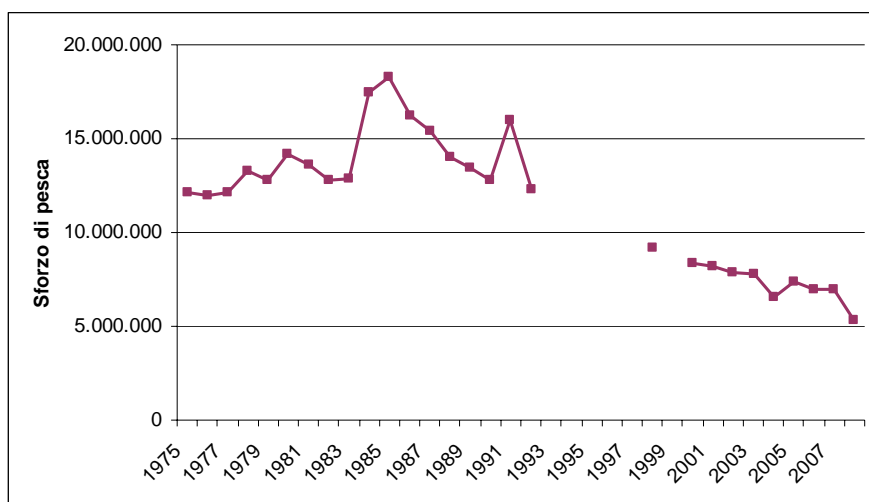
L'indice di sforzo aggregato è dato dal prodotto della potenza motrice della flotta (kW) per il numero di giorni medi in mare. Si tratta di una delle due unità di misure adottate dall'Unione Europea (Reg. CE. N. 2371/2002) per lo sforzo di pesca; la seconda implica l'uso della stazza lorda (GT) al posto della potenza motrice. Sebbene in Italia sia più comune quest'ultimo indice, bisogna considerare che le due misure della capacità (potenza motrice e stazza lorda) risultano generalmente proporzionali fra loro e forniscono dunque informazioni equivalenti; la scelta di utilizzare la potenza motrice si deve essenzialmente alla loro più facile reperibilità per il periodo precedente al 1998.

Per le operazioni di stima è necessario aggregare gli indici di sforzo delle lampare e delle volanti italiane. Questa aggregazione non dovrebbe causare importanti errori per le imbarcazioni classificate come lampare che operano a sud di Ancona, poiché alcune sono

in grado di operare indifferentemente con i due metodi nel corso dell'anno (Santojanni *et al.*, 2005) e le caratteristiche tecniche (stazza, potenza) sono perfettamente compatibili con quelle delle volanti⁴⁵. Secondo Cingolani *et al.* (1996) entrambe le imbarcazioni sono in grado (se utilizzate al massimo e in condizioni di stock abbondanti) di catturare 7-8 tonnellate di pesce al giorno (dati registrati alla fine degli anni settanta e inizio ottanta) a ulteriore riprova della quasi equivalenza delle due tecniche.

Le stesse considerazioni non possono essere fatte per le lampare che operano nel golfo di Trieste: queste sono molto più piccole delle volanti (circa un settimo della stazza e un terzo della potenza) ed operano per pochi giorni all'anno. Per la stessa ragione, del resto, l'inclusione di questa parte della flotta non dovrebbe comportare alcuna variazione al modello (lo sforzo esercitato dalle lampare del Friuli Venezia Giulia è solo il 3% dello sforzo esercitato dall'Italia nella GSA 17 e le catture realizzate sono circa il 2% delle catture italiane nella stessa zona).

Figura 13. Ricostruzione dello sforzo di pesca per la flotta italiana nella GSA 17 secondo la formula: Sforzo = potenza total * giorni medi.



Fonte: Rielaborazioni su fonti varie (ISMAR e IREPA)

4.3 Stima contemporanea delle funzioni di crescita e produzione

Si è visto che i valori di biomassa calcolati da ISMAR con il metodo della Virtual Population Analysis (VPA) e con i metodi acustici (ES) possono risultare alquanto diversi,

⁴⁵ Solo il numero di giorni in mare è leggermente inferiore per le lampare.

almeno nel caso delle acciughe, sebbene sia individuabile un certo trend simile. Nel capitolo 2 si è detto che un terzo studio (Piccinetti e altri, 2009a,b) dà indicazioni ancora diverse soprattutto per le acciughe.

Tutti le precedenti ricerche sono state condotte con tecniche e metodologie che non prevedono relazioni deterministiche fra stock e crescita. Vista la varietà di risultati ottenuti, che condividono certi trend di lungo periodo ma che possono differire sostanzialmente per quanto riguarda la quantificazione degli stock e le variazioni di breve periodo, può risultare interessante condurre una stima alternativa degli stock, usando come riferimento i consueti modelli globali deterministici (modelli Schaefer, Fox o Pella e Tomlinson) ma utilizzando per la stima le moderne tecniche di iterazione non lineare applicabili con software specifici quali CEDA e Biodyn (Hoggarth *et al.*, 2006).

Questa metodologia implica che la funzione di crescita e la funzione di produzione siano stimate contemporaneamente: quest'ultima viene determinata dal solo coefficiente di catturabilità q , poiché per la mancanza di dati indipendenti sulla biomassa è necessario ipotizzare che sia lo sforzo (E) sia il livello dello stock (S) influiscano sulle catture in maniera direttamente proporzionale (elasticità unitaria). I parametri della funzione di crescita (K , r) vengono invece stimati secondo le assunzioni previste dallo specifico modello globale (Schaefer, Fox o Pella e Tomlinson)

Il pacchetto software CEDA⁴⁶, che verrà utilizzato per questa fase della ricerca, è stato sviluppato per stimare modelli globali partendo da serie storiche di catture, sforzo e abbondanza. I dati di sforzo non sono neppure necessari se si dispongono di dati indipendenti per misurare l'abbondanza; in alternativa lo sforzo è utilizzato per calcolare la CPUE e quest'ultima è presa come indice di abbondanza. Il software è in grado di stimare i parametri per i principali modelli globali (Schaefer, Fox o Pella e Tomlinson). Il metodo di stima consiste nel correggere il valore dei parametri in maniera iterativa⁴⁷ fino a raggiungere il migliore livello possibile, definito dal confronto fra i valori osservati e le stime delle catture (o dell'abbondanza).

Il programma del CEDA richiede l'uso di una serie storica di catture la più lunga possibile; i dati di sforzo e/o gli indici di abbondanza possono riferirsi a un periodo di tempo più limitato ed eventualmente è ammessa la presenza di intervalli non coperti (come nel caso di questa ricerca, essendo mancanti i dati di sforzo fra il 1993 e il 1997). I

⁴⁶ CEDA è prodotto da MRAG Ltd.

⁴⁷ Il CEDA utilizza una tecnica di minimizzazione numerica non lineare, una versione del metodo del simplesso.

dati sullo sforzo possono essere rilevati sull'intera flotta o su un campione di essa. Nel secondo caso sono necessari sia i dati relativi alle catture totali sia i dati relativi alle catture del campione usati per il calcolo della CPUE. In alternativa, invece di usare la CPUE, si possono usare indici di abbondanza ottenuti da altre fonti. Il livello di biomassa viene assunto direttamente proporzionale all'indice di abbondanza (CPUE o altro).

Diverse assunzioni devono essere fatte per stimare un modello con il CEDA. Oltre alla scelta della formulazione più adeguata (Schaefer, Fox o Pella e Tomlinson) è anche necessario definire (attraverso prove successive) la proporzione di stock presente all'inizio del periodo di riferimento, intesa come frazione rispetto alla teorica capacità di carico K . Contemporaneamente si procede scegliendo il periodo di tempo adatto per descrivere l'intervallo che intercorre fra il momento della riproduzione e il momento in cui la biomassa prodotta diviene pescabile per la flotta⁴⁸. Questo periodo non è esclusivamente influenzato dall'età del reclutamento, infatti essendo il modello espresso in peso, è necessario trovare un compromesso con l'altro fattore che determina la produzione di biomassa, cioè la crescita in peso dei singoli individui, fenomeno che avviene costantemente nel tempo indipendentemente dal periodo di reclutamento. A seconda del diverso peso che assumono il processo di reclutamento e di crescita, l'intervallo di tempo da considerare nel modello può variare da 0 all'età di reclutamento.

Tentativi diversi possono anche essere fatti utilizzando diversi indici di sforzo e di abbondanza. Infine, a un livello più tecnico, CEDA offre l'opportunità di verificare il modello di errore⁴⁹ che più si adatta ai dati, scegliendo fra quello normale, log-normale o gamma.

Tutti questi tentativi possono condurre a una grande produzione di stime alternative dalle quali non è sempre facile districarsi per scegliere l'opzione migliore. CEDA fornisce per ogni stima il valore dell' R quadro quale indice per misurare la bontà del modello stimato. I grafici dei residui costituiscono altri importanti strumenti per giudicare il risultato ottenuto, in particolare per scegliere il modello d'errore (normale, log-normale o gamma) più adatto al dataset.

Gli intervalli di confidenza per i parametri vengono calcolati con la tecnica del bootstrapping, un metodo che può consentire di ottenere intervalli di confidenza più

⁴⁸ È evidente che una specie che comincia a essere pescata ad un'età di quattro anni ha un comportamento dinamico diverso da una specie che viene catturata già nel primo anno di vita.

⁴⁹ Il modello di errore descrive come e perché i dati osservati potrebbero differire da quelli attesi. I consueti metodi di stima statistici prevedono generalmente che i residui siano identicamente distribuiti con una distribuzione normale attorno alla media zero.

realistici, accurati e robusti dei classici intervalli calcolati dai modelli statistici attraverso lo standard error.

4.3.1 Dati utilizzati per il modello

I dati richiesti dal modello, nel caso non si disponga di un indice di sforzo totale (nel nostro caso mancano riferimenti attendibili sullo sforzo esercitato dai Paesi dell'ex Jugoslavia), sono i valori dello sforzo realizzati da una parte della flotta, le catture di quella parte di flotta e le catture totali.

Si utilizzeranno dunque i dati disponibili sulla flotta italiana (sforzo e catture) come campione di quanto avvenuto nell'alto e medio Adriatico. I dati delle catture saranno, come descritto nei precedenti paragrafi, quelli forniti da ISMAR, completati con quelli di FAO per quanto riguarda le catture sull'altra sponda dell'Adriatico.

Per quanto riguarda l'indice di sforzo si ricorrerà a quattro diverse ipotesi da testare. Le quattro ipotesi si devono alla combinazione di due doppie scelte descritte in seguito.

Prima scelta:

- Considerare lo sforzo esercitato da lampare e volanti equivalente, così come fatto nella stima del modello di produzione precedentemente trattato; in questo caso lo sforzo esercitato dalle due parti della flotta viene semplicemente sommato.
- Considerare che la capacità di pesca di lampare e volanti (espressa dalla potenza motrice) non sia in realtà equivalente, ma sia superiore per le volanti. Si tratta questa di una considerazione talvolta sostenuta. Non si dispongono però di valori precisi per comparare il potere di pesca dei due attrezzi in Adriatico. Dovendo utilizzare un termine di conversione arbitrario si è scelto un coefficiente di 1,6 (un kW di potenza delle volanti equivale a 1,6 kW delle lampare) sulla base di studi analoghi condotti per la pesca dei piccoli pelagici nel Golfo di Biscaglia (Del Valle *et al.*, 2001).

Seconda scelta:

- Considerare che non c'è progresso tecnologico.
- Considerare un fattore di progresso tecnologico da applicare alla capacità di pesca. Arbitrariamente, ma sulla linea di altri studi specifici (Eide *et al.*, 2003; Silvestri e Maynou, 2009; Libro Verde della Commissione Europea, 2009), si è optato per un progresso tecnologico del 1,5% annuo (gli studi di settore considerano un progresso tecnologico che va dall'1 al 4%), usando come anno base il 2008 e riducendo proporzionalmente la capacità di pesca degli anni precedenti.

4.4 Stima della funzione di domanda

La variabilità dei prezzi nei mercati ittici può dipendere da molti fattori, legati tanto alla produzione quanto alla struttura del mercato, ma nella valutazione empirica un ruolo importante è giocato dalla scala temporale considerata. A livello giornaliero le condizioni ambientali più o meno favorevoli per la pesca possono determinare grandi variazioni nelle quantità scambiate; a sua volta ciò conduce, a seconda del livello di integrazione più o meno forte con altri mercati, della destinazione del prodotto (consumo fresco o previa trasformazione), delle aspettative per i giorni successivi, a variazioni più o meno sensibili nei prezzi⁵⁰. Utilizzando intervalli temporali più ampi (medie settimanali, mensili, annuali) le variazioni di prezzo vengono attenuate e gli andamenti risultano meno caotici, ma gli stimatori non sono più in grado di spiegare la variabilità interna al periodo⁵¹. In letteratura sia gli studi sulla domanda sia quelli sull'integrazione dei mercati vengono spesso realizzati usando dati mensili. D'altra parte i modelli bioeconomici hanno normalmente una struttura annuale e quindi tutti i parametri vengono stimati sugli stessi intervalli temporali (Perez, 2005).

Per questa ricerca si farà uso di prezzi medi annui (serie Istat-IREPA dal 1974 al 2009) poiché il riconoscimento di processi stagionali non è di stretto interesse per l'equilibrio di lungo periodo del modello bioeconomico, sebbene certi elementi quali il fermo pesca mensile possano condizionare anche il prezzo medio annuale.

Accanto all'elemento temporale, l'altra componente essenziale per definire i limiti della ricerca riguarda lo spazio, ovvero l'estensione del mercato. Seguendo l'approccio di Nielsen (2005) prima di procedere alla definizione di un modello di domanda è opportuno definire i confini del mercato attraverso studi sulle relazioni prezzo-prezzo fra le zone geografiche di interesse. D'altra parte, nel caso specifico, sussistono importanti indizi per ritenere che il mercato delle regioni adriatiche (italiane) sia fortemente integrato. L'aspetto grafico delle serie storiche regionali evidenziato nel paragrafo 2.6 è un importante indizio in tal proposito. Altri studi preliminari basati su dati mensili dell'ultimo quinquennio (Mulazzani e Camanzi, prossima pubblicazione) avrebbero evidenziato che i principali mercati di Emilia Romagna e Veneto risultano certamente integrati all'interno del mercato

⁵⁰ In generale, nel caso dei prodotti della pesca, è facile attendersi che le variazioni nelle quantità siano superiori alle variazioni nei prezzi.

⁵¹ Un maggiore numero di osservazioni consente del resto di includere più gradi di libertà nel modello econometrico.

italiano per quanto riguarda le acciughe; per le sardine la componente stagionale locale sembra avere una forte influenza ma il trend annuale è comune. Per finire, all'interno di questa ricerca, alcuni semplici test sulle serie dei prezzi confermerebbero l'ipotesi di integrazione della macroregione adriatica.

Quanto detto finora vale comunque solo per la metà italiana del bacino adriatico. Non si sono reperite serie storiche dei prezzi relativamente all'ex Jugoslavia e alle attuali repubbliche di Slovenia e Croazia, per cui l'analisi della domanda dovrà concentrarsi sulla formazione del prezzo in Italia. I dati delle regioni adriatiche (italiane) sono stati aggregati per cui si farà riferimento al prezzo medio ponderato e alla produzione totale dell'area. Per coerenza con la precedente parte dello studio la regione adriatica di riferimento sarà quella relativa alla GSA 17, ovvero escludendo la Puglia.

Lo scopo fondamentale di questa analisi empirica è misurare quale effetto abbia una variazione nelle catture adriatiche sul prezzo della macroregione, assumendo dunque il presupposto di produzione esogena (modello di domanda inversa). Lo studio si concentra sul mercato di due sole specie (acciuga e sardina) per cui, pur considerando i difetti e le critiche esposte nel paragrafo 3.6, si ritiene più pratico affrontare il problema attraverso l'uso di singole equazioni piuttosto che attraverso un sistema coerente con la teoria del consumatore. Il modello verrà specificato nella versione logaritmica doppia.

Sempre seguendo l'approccio di Nielsen (2005) e riformulando in un'ottica di domanda inversa il concetto di sostituibilità imperfetta di Armington (1969), le produzioni di altre macroregioni geografiche verranno incluse nel modello per verificare il loro eventuale influsso sul prezzo locale. Tali macroregioni sono il resto d'Italia (Puglia inclusa), la zona dell'Ex Jugoslavia (attuali Slovenia e Croazia) e la Spagna (in quanto importante produttore di pesce azzurro in Europa e principale partner commerciale per l'Italia).

Fra i regressori del modello verranno inoltre inclusi il reddito italiano (PIL) e un trend temporale. Per tenere conto della condizione di omogeneità (Barten, 1977) sia i prezzi che il reddito sono stati rivalutati su base 2009 utilizzando l'indice dei prezzi al consumo (FOI) fornito da Istat. Infine si testerà la flessibilità incrociata delle catture acciughe (adriatiche) sul prezzo delle sardine e viceversa. La forma funzionale completa è dunque data da

$$\ln P_{iAt} = \alpha_i + \beta_{iA} \ln Q_{iAt} + \beta_{iR} \ln Q_{iRt} + \beta_{iS} \ln Q_{iSt} + \beta_{iJ} \ln Q_{iJt} + \beta_{ij} \ln Q_{jAt} + \gamma_i \ln Y_t + \phi_i t + e_{it} \quad (\text{Eq. 72})$$

dove le due specie i sono acciughe e sardine e le macro regioni sono l'Adriatico italiano (A), il resto d'Italia (R), la Spagna (S) e la ex Jugoslavia (J); Y è il reddito italiano.

Poiché tutte le serie storiche considerate risultano non stazionarie il risultato della regressione (OLS) potrebbe essere spurio. Per risolvere tale problema l'equazione verrà riformulata nelle differenze prime che al contrario risultano stazionarie; questa specificazione consente anche di risolvere il problema di un'elevata multicollinearità che potrebbe incorrere fra t e le altre variabili (specialmente Y). La formulazione nelle differenze prime corrispondente alla (72) è dunque

$$\Delta \ln P_{iAt} = \Delta \beta_{iA} \ln Q_{iAt} + \Delta \beta_{iR} \ln Q_{iRt} + \Delta \beta_{iS} \ln Q_{iSt} + \Delta \beta_{iJ} \ln Q_{iJt} + \Delta \beta_{ij} \ln Q_{jAt} + \Delta \gamma_i \ln Y_t + \phi_i + v_{it} \quad (\text{Eq. 73})$$

Come fatto da Bose (2004) l'assunzione di esogeneità delle catture verrà testata usando il test di Durbin-Wu-Hausman (Verbeek, 2006). Due regressioni ausiliarie differenti (con variabili strumentali differenti) verranno provate: nel primo caso (in maniera simile a Bose, vedi Eq. 64) la variabile strumentale è la quantità catturata nel periodo $t-1$; nel secondo caso come variabili strumentali si utilizzeranno lo sforzo e la biomassa (in altre parole si utilizzerà come regressione ausiliaria la funzione di produzione con l'aggiunta degli altri regressori esogeni inclusi nell'Eq. 72). Il residuo della regressione ausiliaria verrà quindi usato come variabile dipendente, insieme agli altri regressori, all'interno della funzione di domanda (Eq. 72); se tali residui non risultano statisticamente significativi, significa che l'ipotesi di esogeneità (debole) non viene rifiutata.

I prezzi medi regionali usati per calcolare il prezzo medio ponderato dell'area sono quelli forniti da Istat e successivamente da IREPA. I dati delle quantità catturate provengono da ISMAR per quanto riguarda l'Adriatico, da Istat-IREPA per il resto d'Italia e da FAO per quanto riguarda Spagna ed ex Jugoslavia. Il reddito italiano è tratto da Istat. Le serie storiche partono nel 1974 e terminano nel 2009.

4.5 Costruzione del modello dinamico

La revisione dei dati disponibili ha fatto emergere il problema della quasi totale mancanza di informazioni relative alla flotta croata. Le statistiche ufficiali indicano solo il numero totale di imbarcazioni ma non è possibile definire il tipo di attrezzo usato. Non vengono inoltre pubblicate statistiche relative al numero di giorni di pesca, né si hanno dati precisi sui prezzi di sbarco delle due specie in esame e sui costi di esercizio.

La mancanza di informazioni sulla Croazia in pratica rende impossibile la costruzione di un modello completo e funzionale per la gestione della pesca dei piccoli pelagici nell'Adriatico. Non ha alcun senso modellizzare il comportamento della flotta italiana, le catture prevedibili con diversi indici di sforzo, il risultato economico atteso, se al contempo non si verifica e si simula quanto avviene sull'altro lato dell'Adriatico. Poiché la risorsa naturale è unica e contesa da entrambe le flotte, qualsiasi variazione nel livello di stock dovuto a variazioni nelle sforzo e quindi nelle catture di una delle due flotte, condizionerà inevitabilmente le catture e il risultato economico dell'altra flotta.

Per concludere questa ricerca ci si limiterà a predisporre il modello di simulazione (e se possibile di ottimizzazione) che potrà essere utilizzato numericamente se e quando si disporranno di informazioni sulla flotta croata. A titolo di esempio si effettueranno alcune ipotesi sulle caratteristiche della flotta croata per mostrare i teorici risultati del modello. Sebbene tali ipotesi e simulazioni sulla flotta croata siano generate a partire da considerazioni verosimili, esse non vogliono in alcuna maniera indurre a qualsiasi tipo di conclusione, se non mostrare il livello di integrazione del sistema e l'influenza reciproca esercitata da due flotte in competizione per la stessa risorsa.

4.5.1 Base di partenza del sistema

Come punto di partenza per eseguire una simulazione dinamica è necessario stabilire le condizioni iniziali del sistema e, nel presente caso, questo significa lo stato degli stock e lo stato della flotta, intendendo con ciò lo sforzo di pesca esercitato e il profitto ottenuto.

Per quanto riguarda lo stock, la situazione di partenza del sistema corrisponde alla media della biomassa stimata con metodi acustici negli ultimi sei anni o, nel caso non si siano utilizzati questi ultimi, dalla stima ottenuta nelle precedenti fasi di questa ricerca con il software CEDA (vedi paragrafo 4.2).

Per quanto riguarda la flotta italiana, lo sforzo di pesca utilizzato come *baseline* è dato dalla media dello sforzo esercitato nel periodo 2003-2008. Si è preferito utilizzare la media del periodo piuttosto che l'ultimo dato disponibile poiché lo sforzo è condizionato dai giorni di pesca che a loro volta possono essere influenzati dalle condizioni ambientali piuttosto che da reali scelte imprenditoriali, per cui la media dell'ultimo periodo risulta un dato più realistico dell'attuale intensità con cui i pescatori esercitano, volontariamente, l'attività.

Più complesso è il procedimento per ricostruire il profitto attuale della flotta, sebbene IREPA fornisca già valide statistiche al riguardo. IREPA è infatti responsabile delle rilevazioni statistiche sui costi e ricavi della flotta italiana. I dati vengono pubblicati per regione e tecnica di pesca.

Fra i costi le voci considerate sono i costi variabili (di cui il costo per il carburante rappresenta la frazione maggiore), i costi fissi e il costo del lavoro (dati disponibili per il periodo 1998-2000 e dal 2005 in poi). Esclusivamente per il periodo 1998-2000 IREPA ha pubblicato anche le stime dei costi del capitale, comprendenti ammortamenti e interessi. La stima del costo del capitale è chiaramente un processo piuttosto complesso e legato a scelte in parte soggettive, se non altro per individuare la presumibile durata delle imbarcazioni.

In quest'ottica i costi del capitale (soprattutto gli interessi) stimati da IREPA appaiono relativamente bassi se si prende come punto di confronto il valore delle volanti venete (ricerca sul campo di Silvestri e Maynou, 2009). Il JRC (2009) nel suo rapporto sulle flotte europee stima a sua volta i costi del capitale (i dati pubblicati non distinguono fra ammortamenti e interessi) per le volanti e le lampare della flotta italiana nel periodo 2005-2007. Anche in questo caso, facendo riferimento alla consistenza della flotta (e tenendo conto della rivalutazione dei costi su base 2009 utilizzando l'indice dei prezzi al consumo fornito da Istat), i costi del capitale vengono stimati molto superiori a quanto fatto da IREPA per il periodo 1998-2000 (nell'ordine di 3-4 volte superiori).

Per quanto riguarda i ricavi della flotta pelagica diverse considerazioni vanno tenute in conto. Essi sono calcolati partendo dalle stime sulla produzione, che abbiamo visto essere molto più alte di quanto non conteggiate da ISMAR. Il totale delle catture risulta leggermente superiore (in media +5%) alla somma di acciughe e sardine, ovviamente per la presenza di catture accidentali di altre specie. Il prezzo medio delle catture della flotta pelagica risulta a sua volta leggermente superiore al prezzo medio di acciughe e sardine: il

motivo è ancora una volta la presenza fra gli sbarchi di specie accidentali che presentano normalmente prezzi superiori a quello delle due specie principali.

Partendo da questi presupposti si è deciso di ricostruire il conto economico della flotta italiana sulla base dei seguenti elementi:

- Le catture di acciughe e sardine saranno quelle conteggiate da ISMAR, per coerenza con le precedenti fasi del lavoro. Il prezzo di queste specie è quello fornito da IREPA (media ponderata delle cinque regioni adriatiche in esame).
- Alle catture di acciughe e sardine sono state aggiunte le catture accidentali di altre specie, stimate come il 5% delle catture delle due specie principali (secondo i dati di ISMAR). Il prezzo di queste catture accidentali è quello derivante dalla differenza dei prezzi medi degli sbarchi della volanti e i prezzi medi di acciughe e sardine (secondo i dati di IREPA).
- I costi sono stati calcolati per unità di sforzo di pesca (si vedano i paragrafi precedenti per la procedura di calcolo dello sforzo di pesca). Per quanto riguarda i costi variabili, fissi e del lavoro si sono utilizzati i dati di IREPA. Per quanto riguarda i costi del capitale si è deciso di incrementare i costi stimati da IREPA da 0,5 € per unità di sforzo (secondo i dati 1998-2000) a un forfetario 1 € per unità di sforzo (secondo i dati stimati da JRC si otterrebbero quasi 2 € per unità di sforzo).

4.5.2 Ipotesi sulla flotta croata

Lo stato e caratteristiche della flotta pelagica croata verrà completamente ricostruito sulla base di alcune ipotesi. Come detto questa operazione, così arbitraria, ha il solo scopo di generare le informazioni per testare i risultati numerici del modello e mostrare l'interazione delle flotte.

- Sforzo di pesca esercitato. Non si hanno dati precisi sullo sforzo di pesca totale né, tanto meno, su quello diretto verso i piccoli pelagici. La ricognizione fatta dal progetto Adriamed nel 2004 (vedi paragrafo 2.3.2) ha indicato che il numero di imbarcazioni dedite principalmente a questo tipo di pesca è superiore al numero di imbarcazioni italiane; la maggior parte di queste imbarcazioni utilizza la tecnica della circuizione. I dati sulle catture indicano che la Croazia sbarca più sardine e meno acciughe rispetto all'Italia. Sulla base di questi elementi si ipotizza che lo

sforzo di pesca esercitato dalla Croazia nel periodo di riferimento 2003-2008 è uguale a quello esercitato dall'Italia.

- Coefficiente di catturabilità. Il coefficiente di catturabilità verso le due specie deve necessariamente essere diverso da quello italiano, poiché la flotta croata si dimostra più efficiente di quella italiana nella cattura delle sardine e meno nella cattura delle acciughe. Tale differenza può essere dovuta alla diversa tecnologia (circuizione contro traino), alle diverse attitudini dei pescatori, alle diversità nelle caratteristiche ambientali. Il coefficiente di catturabilità viene ricostruito a partire dai dati di cattura, biomassa e sforzo stimato (punto precedente).
- Prezzi. Considerando gli importanti scambi commerciali di pesce azzurro fra i due Paesi, il prezzo di acciughe e sardine viene valutato uguale a quello italiano ipotizzando l'esistenza di un mercato perfettamente integrato.
- Costi e profitti. Dall'analisi della consistenza totale della flotta Croata (Figura 6) si evidenzia che dal 2003 non si è registrata alcuna variazione, nessun aumento o diminuzione nel numero di barche, nella stazza, nel numero di reti utilizzate. Questo stato di stazionarietà, nell'ottica della teoria economica, può essere considerato un indizio sul risultato economico del settore. Solo in condizione di extra-profitto dell'industria pari a zero, non si verifica la spinta ad entrate o uscite delle imprese. Si ipotizza dunque che il profitto dell'industria nel periodo di riferimento 2003-2008 sia paria a zero; questa ipotesi è in parte avvalorata dal fatto che anche la flotta italiana, come si vedrà in seguito, presenta un livello di profitto vicinissimo allo zero. I costi della flotta croata vengono dunque dedotti dall'ipotesi di profitto zero dopo aver calcolato gli ipotetici ricavi (catture*prezzi unitari; come nel caso dell'Italia si ipotizzerà un 5% di catture secondarie). Dall'entità dei costi e dello sforzo si ottengono i costi per unità di sforzo.

4.5.3 La dinamica del modello

Il comportamento dinamico del modello, ovvero l'evoluzione del sistema a partire dalla situazione di partenza, è determinato dalle funzioni stimate secondo la metodologia spiegata nei precedenti paragrafi. Il modello è espresso nelle differenze su base annuale. Riassumendo, a partire dallo stato iniziale degli stock e della flotta si ottengono le catture per anno secondo la relazione

$$Y = f(E, B) \quad (\text{Eq. 74})$$

dove, come sempre, Y sono le catture, E lo sforzo di pesca (al posto di E potremmo includere i singoli fattori di produzione, quali la potenza e il numero delle imbarcazioni e il numero di giorni in mare), B lo stock.

Lo stock si evolve nel tempo da una parte perché sottoposto a prelievi di pesca, dall'altra perché naturalmente soggetto a una funzione di crescita che, in maniera molto generale, possiamo indicare con

$$\frac{dB}{dt} = f(\bullet) \quad (\text{Eq. 75})$$

A seconda dello sforzo esercitato, delle catture realizzate e dei prezzi vigenti, la flotta registra un certo profitto: in una situazione di libero accesso alle risorse, è lecito aspettarsi da parte delle imprese una certa funzione di risposta, ovvero un adeguamento delle proprie attività sulla base del risultato economico ottenuto. Sulla base della teoria economica finora discussa e seguendo l'approccio di Smith (1969), si assumerà una funzione di risposta della flotta data da

$$\frac{dE}{dt} = \varphi\pi \quad (\text{Eq. 76})$$

in cui π è il profitto dell'industria e φ è una costante positiva che descrive la dinamica della flotta nel lungo periodo. La costante φ può essere stimata empiricamente se sono disponibili serie storiche sullo sforzo esercitato e i risultati economici della flotta. In caso contrario essa può essere scelta arbitrariamente con il solo scopo di valutare le reazioni del sistema. Il parametro di aggiustamento φ del resto influisce sulla dinamica del modello ma non (entro certi limiti) nella definizione dello stato stazionario a cui tende il sistema stesso.

A seconda delle funzioni prescelte, e in particolare quando abbiamo una funzione di produzione lineare (come nel modello di Gordon-Schaefer), l'equilibrio bioeconomico di

libero accesso può essere individuato attraverso una soluzione analitica; in caso contrario la soluzione può essere ricercata in maniera numerica, svolgendo la simulazione nel tempo fino al raggiungimento del eventuale stato stazionario.

4.5.4 Alcune specificazioni su un sistema con due specie e due flotte

Per gli obiettivi della ricerca il modello bioeconomico utilizzato deve tenere conto delle specificità del sistema che si compone di due specie e due flotte (Italia e Croazia).

Si consideri il modello di Gordon-Schaefer; per una specie (si è detto) vale la seguente equazione di equilibrio per descrivere il livello di catture sostenibili dato un certo livello di sforzo

$$Y = qEK \left(1 - \frac{qE}{r} \right) \quad (\text{Eq. 77})$$

dove Y sono le catture, q il coefficiente di catturabilità, E lo sforzo, K la capacità di carico ed r il tasso intrinseco di accrescimento. Da qui, moltiplicando per il prezzo (p , nell'ipotesi di prezzo fisso o esogeno) si ottiene l'equazione di equilibrio dei ricavi (R):

$$R = pqKE - \frac{pq^2K}{r} E^2 \quad (\text{Eq. 78})$$

da qui, ponendo

$$pqK = a \quad (\text{Eq. 79})$$

$$\frac{pq^2K}{r} = b \quad (\text{Eq. 80})$$

otteniamo

$$R = aE - bE^2 \quad (\text{Eq. 81})$$

che evidenzia come anche la curva dei ricavi sostenibili è chiaramente una parabola.

Si prenda ora il caso specifico della pesca dei piccoli pelagici nell'Adriatico, caratterizzata dalla cattura di due specie principali (acciughe e sardine) più una piccola quantità di catture secondarie. La curva dei ricavi in equilibrio⁵² sarà data da

$$R = (a_a E - b_a E^2) + (a_p E - b_p E^2) + mE \quad (\text{Eq. 82})$$

dove a_a , b_a , a_p , b_p , sono i coefficienti della parabola di equilibrio per le acciughe e le sardine, mentre m è un parametro lineare dei ricavi ottenuti con la cattura di specie secondarie. I costi verranno considerati come al solito una funzione lineare dello sforzo, per cui il profitto è dato da

$$\pi = (a_a E - b_a E^2) + (a_p E - b_p E^2) + mE - cE \quad (\text{Eq. 83})$$

in condizione di equilibrio bioeconomico il profitto è pari a zero; risolvendo, questo avviene quando E risulta

$$E_{EBE} = \frac{a_a + a_p + m - c}{b_a + b_p} \quad (\text{Eq. 84})$$

Al contrario il risultato di Massimo Rendimento Economico si ottiene quando il profitto è massimo. Ponendo uguale a zero la derivata prima della funzione di profitto si verifica che il livello di sforzo corrispondente è esattamente la metà di quello che si ha nel caso di equilibrio bioeconomico, ovvero

$$E_{MEY} = \frac{a_a + a_p + m - c}{2(b_a + b_p)} \quad (\text{Eq. 85})$$

⁵² Questa relazione, data dalla somma di due parabole in condizione di equilibrio, vale solo per il tratto in cui entrambe le curve risultano positive. Quando, a determinati livelli di sforzo, una delle due specie è portata a estinzione, le catture per quella specie sono 0 e il ricavo è dato dall'altra parabola.

4.5.4.1 Il duopolio e l'equilibrio di Nash

Quanto detto finora vale nel caso di una sola flotta; nel caso di due flotte, ovvero di imbarcazioni contraddistinte da diversi valori del coefficiente di catturabilità e diversi costi unitari, il sistema diventa più complicato e l'equilibrio bieconomico può essere ricercato numericamente o ricorrendo alla teoria dei giochi.

Nei risultati si mostrerà la risoluzione numerica per il libero accesso alle risorse e il risultato dell'equilibrio di Nash per l'ipotesi di duopolio.

Il duopolio non è che un caso specifico di gioco non cooperativo; si ottiene ipotizzando che Italia e Croazia prendano decisioni separate per massimizzare il profitto delle rispettive flotte. Non siamo più in una situazione di libero accesso alle risorse: si suppone che le due nazioni fissino il proprio sforzo come se si trattasse di due imprese che si comportano in maniera strategica; entrambe sanno infatti che il risultato ottenuto dipende non solo dalle proprie scelte ma anche da quelle dell'avversario.

Si individuano dunque le funzioni di reazione, cioè la risposta ottima di una nazione al comportamento dell'altra. L'equilibrio di Nash si ha nel punto di incrocio delle due curve.

Riprendiamo l'equazione (12) della biomassa di una specie in stato stazionario per il modello Gordon-Schaefer; ipotizzando due flotte si ha

$$B_{\infty} = \left(1 - \frac{q_i E_i + q_j E_j}{r} \right) K \quad (\text{Eq. 86})$$

dove E_i ed E_j sono gli sforzi delle due flotte, ciascuna con un diverso coefficiente di catturabilità q . Ognuna delle due nazioni⁵³ intende massimizzare il proprio profitto (ricavi meno costi): considerando due specie principali e un ricavo aggiuntivo per specie secondarie avremo

$$\max \pi = p_a q_{ai} E_i K_a \left(1 - \frac{q_{ai} E_i + q_{aj} E_j}{r_a} \right) + p_p q_{pi} E_i K_p \left(1 - \frac{q_{pi} E_i + q_{pj} E_j}{r_p} \right) + m E_i - c E_i \quad (\text{Eq. 87})$$

⁵³ Nazioni e flotte vengono qui usati come sinonimi.

la condizione di primo ordine per il giocatore i è $\frac{\partial \pi_i}{\partial E_i} = 0$, per cui, derivando la (87), mettendo uguale a zero, usando le stesse sostituzioni (79) e (80) e risolvendo per E_i avremo

$$E_i = \frac{-E_j \left(\frac{a_{ai} q_{aj}}{r_a} + \frac{a_{pi} q_{pj}}{r_p} \right) + a_{ai} + a_{pi} + m - c_i}{2(b_{ai} + b_{pi})} \quad (\text{Eq. 88})$$

che è la funzione di reazione del giocatore i alle scelte di j . Discorso analogo vale per il giocatore j . Nel punto d'incontro fra le due curve (che in pratica sono due rette) si trova l'equilibrio di Nash del sistema in caso di duopolio.

4.5.4.2 Soluzioni cooperative

La discussione di soluzioni cooperative fra Italia e Croazia va oltre gli obiettivi di questo lavoro. Basti dire che i risultati dei giochi cooperativi possono essere diversi e i benefici distribuiti in maniera differente sulla base dell'efficienza dei membri e del concetto di giustizia-equità impiegato nella negoziazione (Li, 1999).

Nei risultati si presenterà il risultato di una ipotesi molto semplice, ovvero che le due flotte debbano mantenersi nel tempo in proporzioni costanti (più precisamente deve rimanere costante lo sforzo di pesca esercitato). In altre parole Croazia e Italia concordano di ridurre (o incrementare) il livello di sforzo in maniera congiunta e proporzionale (esempio: entrambi dimezzano lo sforzo di pesca) per ottenere maggiori profitti. Il modello può essere costruito sostituendo nella (79) e (80) il coefficiente di catturabilità medio delle due flotte⁵⁴, così come nella (83) andrebbe considerato il costo unitario medio delle due flotte.

⁵⁴ Questo nel caso si decida che lo sforzo debba essere distribuito in maniera uniforme fra le due nazioni

4.5.5 La funzione di offerta

La funzione di offerta mette in relazione il livello di catture che si realizzano in funzione del prezzo di mercato. Nel caso di libero accesso alle risorse vale la relazione di equilibrio bioeconomico (vedi paragrafo 3.1)

$$E_{EBE} = \frac{r}{q} \left(1 - \frac{c}{pqK} \right) \quad (\text{Eq. 89})$$

Inserendo il risultato della (89) nella relazione delle catture sostenibili (Eq. 13), si ottiene la seguente relazione (equivalente alla Eq. 19) per determinare il livello delle catture nel punto dell'equilibrio bioeconomico:

$$Y_{EBE} = qKE_{EBE} \left(1 - \frac{qE_{EBE}}{r} \right) \quad (\text{Eq. 90})$$

per cui risulta che le catture sono funzione dello sforzo che a sua volta è funzione del prezzo.

Nel caso specifico della ricerca, in cui la flotta realizza la cattura di due specie, più la cattura di specie secondarie, seguendo la stessa terminologia dei paragrafi precedenti, possiamo dire che il profitto è dato da (la formula è equivalente alla Eq. 83, andando a sostituire il valore dei coefficienti a e b)

$$\pi = p_a q_a K_a E + p_p q_p K_p E - \frac{p_a q_a^2 K_a}{r_a} E^2 - \frac{p_p q_p^2 K_p}{r_p} E^2 + mE - cE \quad (\text{Eq. 91})$$

Ponendo il profitto uguale a zero e risolvendo per E si ottiene

$$E_{EBE} = \frac{p_a q_a K_a + p_p q_p K_p + m - c}{\frac{p_a q_a^2 K_a}{r_a} + \frac{p_p q_p^2 K_p}{r_p}} \quad (\text{Eq. 92})$$

Per entrambe le specie si può ottenere la funzione di offerta a partire dal livello di sforzo in equilibrio bioeconomico, ovvero

$$Y_{aEBE} = q_a K_a E_{EBE} \left(1 - \frac{q_a E_{EBE}}{r_a}\right) \quad \text{(Eq. 93)}$$

$$Y_{pEBE} = q_p K_p E_{EBE} \left(1 - \frac{q_p E_{EBE}}{r_p}\right) \quad \text{(Eq. 94)}$$

Risulta evidente che il livello di offerta di ciascuna specie, attraverso lo sforzo in equilibrio bioeconomico (che si realizza quando il profitto è nullo), è funzione non solo del prezzo della specie stessa ma anche dal prezzo delle altre specie pescate.

Nei risultati si mostreranno le curve di offerta delle due specie nel caso particolare, esposto sopra, di una politica coordinata fra Italia e Crozia (sforzo uguale per i due paesi). Le curve di offerta verranno inoltre incrociate con quelle di domanda.

5. RISULTATI I: STIMA EMPIRICA DEI PARAMETRI

5.1 Stima della funzione di crescita

I grafici sottostanti (Figura 14) mostrano quale sia stata la relazione negli ultimi decenni (serie 1975-2008) fra gli stock di acciughe e sardine nella GSA 17 e la crescita degli stock stessi. In ascissa compaiono i valori di biomassa degli stock valutati da ISMAR con metodi acustici e VPA nei singoli anni, in ordinata la variazione di biomassa calcolata nello stesso anno secondo la formula descritta nel precedente capitolo (Eq. 67, vedi ulteriori dettagli sulla metodologia di calcolo in appendice I). I grafici mostrano anche la miglior curva parabolica passante per i punti individuati, ovvero la relazione prevista dalla funzione logistica di Verhulst e dal modello di Schaefer. In verità i test statistici non consentono di individuare con la dovuta precisione nessuna relazione deterministica fra stock e crescita. Per quanto riguarda la funzione di Verhulst, i coefficienti ottenuti non risultano significativi dal punto di vista statistico, il modello ha un limitato potere esplicativo (basso R-quadro) e con elevata probabilità tutti i coefficienti stimati hanno valore zero (si veda l'appendice I per i risultati statistici e i test).

Poco migliore risulta l'applicazione dall'equazione di Lotka e Volterra per verificare l'importanza della competizione interspecifica fra sardine e acciughe. Tale relazione risulta significativa per le sardine ma non per le acciughe e meriterebbe di essere meglio studiata nel proseguimento delle ricerche (si veda i risultati in appendice I).

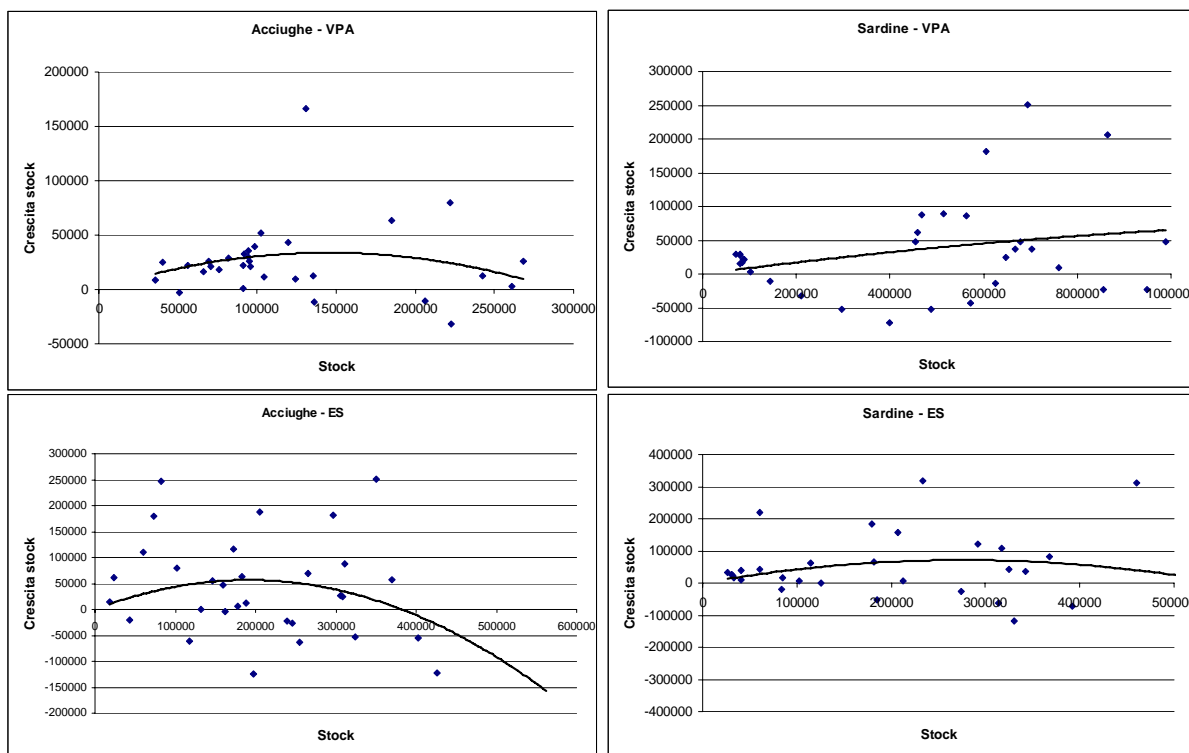
I risultati confermerebbero che per i piccoli pelagici dell'Adriatico, così come osservato in altri contesti, non esiste una evidente funzione di crescita deterministica. I valori di crescita osservati sembrano dovuti essenzialmente al caso, ma probabilmente

nascondono l'importante influenza dei fattori ambientali che sono alla base dei processi di crescita e di riproduzione; tali fattori, come la temperatura, la salinità e l'apporto di sostanze nutritive, andrebbero dunque considerati per stimare la funzione di crescita.

Con questi presupposti risulta inutile anche l'applicazione di un modello di crescita che combini una componente deterministica a una componente stocastica, così come ad esempio nel modello di Reed (1979) utilizzato da Nostbakken (2008; vedi paragrafo 3.4).

La soluzione per inserire una funzione di crescita nei successivi modelli di simulazione, potrebbe consistere nel considerare la crescita come un processo completamente stocastico, in cui la variazione della biomassa è una variabile indipendente, identicamente distribuita (iid) con media e varianza costante, calcolata dalle serie storiche disponibili.

Figura 14. Relazioni crescita-stock per le acciughe (sinistra) e le sardine (destra) utilizzando come dati di partenza gli stock ottenuti da ISMAR con VPA (sopra) e metodi acustici (sotto). La parabola di interpolazione rappresenta la migliore funzione di crescita di Verhulst a partire dai dati disponibili. In verità tale relazione non risulta statisticamente significativa.



In Tabella 3 vengono dunque presentate la media e la deviazione standard relative alla variazione degli stock di acciuga e sardina (calcolati a partire delle stime con metodologia

acustica e VPA). In verità, mentre per le acciughe media e varianza appaiono relativamente uniformi nel tempo, lo stesso non si può dire per le sardine. Per questa specie infatti si riscontrano valori straordinariamente alti (crescita esplosiva dello stock) nei primissimi anni ottanta, a cui fanno seguito molti anni caratterizzati da una media più bassa. Per questa ragione, limitatamente al caso delle sardine, vengono proposti anche la media e la deviazione standard del periodo 1988-2008. Si può ipotizzare che nei primi anni ottanta le condizioni ambientali siano state particolarmente favorevoli per le sardine, ma che in seguito esse siano andate peggiorando.

Tabella 3. Media e deviazione standard delle variazioni (crescita) negli stock di acciughe e sardine.

Specie Origine dati	Acciughe 1975-2008		Sardine 1975-2008		Sardine 1988-2008	
	Media	Dev.St.	Media	Dev.St.	Media	Dev.St.
Ecosurvey	42.796	96.089	44.096	117.414	20.306	61.461
VPA	25.667	34.053	34.060	72.667	1.751	36.086

5.2 Stima della funzione di produzione

Il modello di partenza per la stima delle due funzioni di produzione (rispettivamente per acciughe e sardine) è una versione di quanto proposto da Taylor e Prochaska (1985), utilizzando come regressori lo stock (dati ISMAR da ecosurvey), il numero di imbarcazioni, il numero di giorni medi e la potenza media. Inoltre si aggiunge un termine di trend esponenziale per catturare l'effetto del progresso tecnologico.

I risultati non sono molto incoraggianti: nel caso delle sardine, sebbene l'R quadro risulti molto alto e i segni dei coefficienti siano conformi con la teoria, l'errore standard degli stessi è particolarmente elevato tanto da rendere poco significativa la stima; solo per la biomassa si ottiene un coefficiente statisticamente significativo. Nel caso delle acciughe poi quasi tutti i coefficienti hanno segno negativo (non conforme con la teoria) e comunque non significativo: ancora una volta solo per la biomassa si ottiene un coefficiente attendibile.

Per entrambe le specie non vi è traccia di progresso tecnologico (anzi a dare ragione ai numeri sembrerebbe esserci stato un regresso).

Tabella 4. Risultati della relazione Cobb-Douglas tipo Taylor e Prochaska per le acciughe.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	20,872	9,987	0,0529*
Stock	0,409	0,089	0,0003***
Numero imbarcazioni	0,004	1,017	0,9965
Giorni medi	-0,741	1,145	0,5267
Potenza media	-1,950	1,844	0,3060
Progresso tecnologico	-0,035	0,019	0,0879*

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,72

R-quadro corretto: 0,63

Tabella 5. Risultati della relazione Cobb-Douglas tipo Taylor e Prochaska per le sardine.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	-13,351	10,963	0,2409
Stock	0,254	0,135	0,0788*
Numero imbarcazioni	0,274	1,080	0,8031
Giorni medi	1,567	1,154	0,1931
Potenza media	1,897	2,412	0,4431
Progresso tecnologico	-0,035	0,021	0,1117

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,89

R-quadro corretto: 0,85

Si è proceduto dunque a stimare una funzione Cobb-Douglas le cui uniche variabili sono la biomassa dello stock e l'indice di sforzo aggregato (numero di imbarcazioni * giorni medi * potenza media).

In questo caso i risultati sono molto più soddisfacenti⁵⁵, decisamente buoni per le sardine con un R-quadro di 0,84 ed elasticità di 2 e 0,30 rispettivamente per lo sforzo e lo stock. Il fatto che l'elasticità sia inferiore a 1 per le sardine (così come per le acciughe) conferma quanto supposto dalla teoria per le specie gregarie (Clark, 1990), poiché la pesca dovrebbe essere condizionata meno che proporzionalmente dalla biomassa degli stock, facilitata dall'addensarsi dei pesci in grossi banchi individuabili con le moderne apparecchiature (ecoscandaglio).

⁵⁵ Per entrambe le specie il test di White esclude la presenza di eteroschedasticità; non è possibile valutare l'autocorrelazione essendo le serie storiche caratterizzate da diversi dati mancanti.

Tabella 6. Risultati della relazione Cobb-Douglas con stock e indice di sforzo per le acciughe

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	-1,078	5,896	0,8569
Stock	0,453	0,095	0,0001***
Indice di sforzo	0,354	0,322	0,2858

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,57

R-quadro corretto: 0,53

Tabella 7. Risultati della relazione Cobb-Douglas con stock e indice di sforzo per le sardine

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	-26,941	5,019	3,52E-05***
Stock	0,302	0,115	0,0162**
Indice di sforzo	2,041	0,356	1,60E-05***

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,84

R-quadro corretto: 0,82

I coefficienti sono positivi e dunque coerenti per le acciughe, sebbene lo standard error resta alto per il coefficiente dell'indice di sforzo.

Il confronto fra le due specie mostra che le sardine sono molto più sensibili all'indice di sforzo che non le acciughe (coefficiente di 2 contro 0,35). Questo potrebbe indicare che quando c'è poca competizione fra imbarcazioni tutti si concentrano sulle acciughe (più pregiate in Italia), mentre quando la competizione aumenta bisogna adeguarsi a catturare anche le sardine. Un indizio in questo senso viene anche dal valore della costante (che rappresenta la tecnologia) estremamente più basso per le sardine (-27 contro -1): in altre parole la tecnologia-strategia della flotta comporta scelte che favoriscono la cattura delle acciughe.

5.3 Stima contemporanea delle funzioni di crescita e produzione

Come spiegato nella metodologia i risultati ottenuti con il programma CEDA esulano dall'uso di dati di biomassa ottenuti da studi precedenti; una diversa stima degli stock, unitamente ai parametri del modello, viene dunque ottenuta nell'ipotesi di una stretta relazione deterministica fra stock e crescita (ipotesi non contemplata negli altri studi).

L'ampia libertà che offre il programma CEDA ha portato a una varia gamma di modelli con risultati che possono essere anche molto diversi l'uno dall'altro. I tre elementi che hanno guidato la scelta dei modelli da prendere in considerazione sono i seguenti:

- Analisi dei grafici dei residui (rispetto al tempo e rispetto alle catture attese).
- R quadro.
- Estensione dell'intervallo di confidenza.
- Corrispondenza con i valori ottenuti (relativamente alla stima della biomassa) dagli studi di ISMAR con metodi acustici e VPA.

In generale, fin dai primi tentativi, si è riscontrato che il modello di Schaefer si adatta ai dati meglio del modello di Fox⁵⁶ e che il modello di errore più indicato è quello log-normale. Anche nella scelta dell'intervallo di tempo intercorrente fra il momento della riproduzione e il momento in cui la biomassa prodotta diviene pescabile per la flotta non ci sono state difficoltà: come era lecito attendersi per specie a rapida crescita e riproduzione, che possono essere reclutate dalla pesca fin dal primo anno di vita, il periodo di tempo che ha prodotto i migliori risultati è stato di zero anni.

La scelta del parametro che ha comportato maggiori difficoltà è stata quella relativa alla consistenza iniziale dello stock, intesa come rapporto rispetto alla teorica capacità di carico (K). Scelte diverse di tale consistenza iniziale portano infatti a risultati sensibilmente diversi senza che la capacità esplicativa del modello (R quadro) aiuti a prendere una decisione; in questo caso si è optato per valori che portino a stime della biomassa le più vicine possibili (come trend piuttosto che come valori assoluti) a quelle ottenute negli studi di ISMAR.

Infine, come spiegato nel paragrafo relativo alla metodologia, si sono realizzate prove di stima utilizzando quattro diversi indici di sforzo:

- L'indice di sforzo classico, uguale per tutta la flotta italiana, risultante dal prodotto della potenza motrice totale per il numero di giorni medi.
- Un indice di sforzo standardizzato in cui la potenza delle lampare, considerate meno efficaci rispetto alle volanti, è stato diviso per un fattore di 1,6.
- L'indice di sforzo classico includente un fattore di progresso tecnologico dell'1,5% annuo.

⁵⁶ Il modello di Pella e Tomlinson è stato meno investigato ma da una prima analisi non sembrava offrire risultati molto diversi dal modello di Schaefer ed è stato escluso per la sua maggiore complicazione.

- L'indice di sforzo standardizzato includente un fattore di progresso tecnologico dell'1,5% annuo.

I risultati mostrano che il modello è poco sensibile all'alternativa fra l'indice di sforzo classico e quello standardizzato per le lampare, considerando anche che la consistenza di quest'ultime è tutto sommato marginale all'interno della flotta italiana. Al contrario il modello presenta alcune differenze se si include il fattore di progresso tecnologico. Per questa ragione i risultati di entrambe le ipotesi verranno presi in considerazione e mostrati.

5.3.1 Acciughe

La tabella sottostante mostra i risultati ottenuti dal CEDA per un modello di Schaefer nelle due ipotesi di sforzo in cui la capacità di pesca non è modificata dal progresso tecnologico e in cui un fattore di progresso tecnologico del 1,5% viene considerato. In entrambi i casi la stima utilizza un modello di errore log-lineare. La scelta della consistenza iniziale dello stock è leggermente diverso per i due casi; per le stime con sforzo standard è stata scelta una consistenza del 25% (rispetto al teorico K), mentre per le stime con sforzo modificato includendo il progresso tecnologico una consistenza del 32%.

Tabella 8. Coefficienti per il modello di Schaefer stimati con CEDA per le acciughe. Il risultato include automaticamente il calcolo della MSY.

Parametri	Modello con sforzo standard	Modello con progresso tecnologico
Proporzione iniziale dello Stock	25%	32%
R quadro	0,641	0,627
Capacità di carico (ton): K	174.440 IC: 174.440-174.440	160.364 IC: 160.364 – 160.364
Tasso di accrescimento: r	0,9962 IC: 0,9962-0,9962	0,983 IC: 0,983 - 0,983
Coefficiente di catturabilità: q	5,32E-08 IC: 4,79E-08 - 5,79E-08	6,64E-08 IC: 6,05E-08 - 7,30E-08
Mass. Rendim. Sost (ton).: MSY	43.444 IC: 43.444 -43444	39.409 IC: 39.409 – 39.409

Gli intervalli di confidenza sono del 95% calcolati con la tecnica del bootstrapping (1000 ricampionamenti).

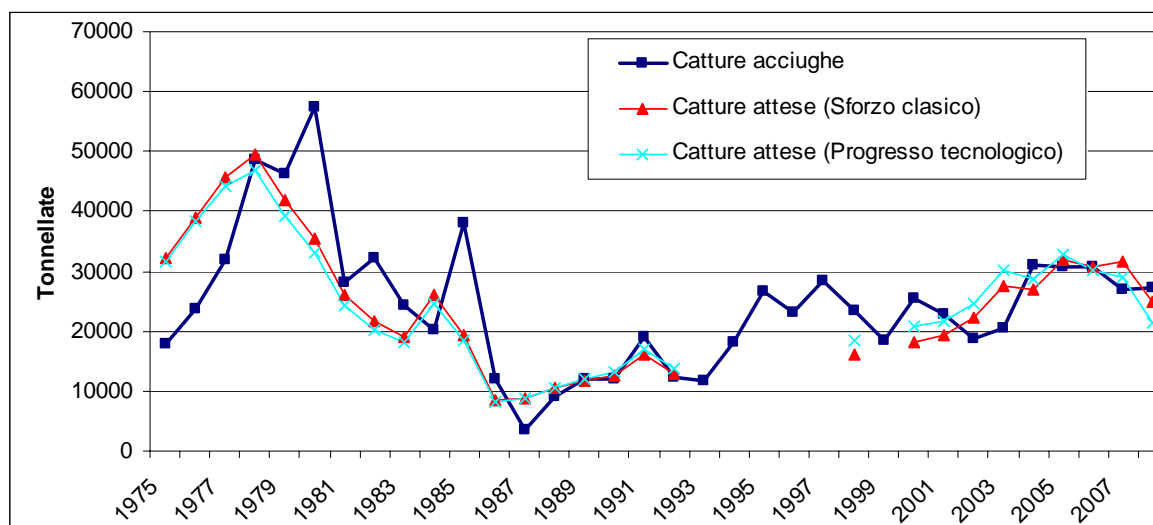
Dall'R quadro ottenuto si può verificare che i due modelli sono quasi uguali in quanto alla capacità di prevedere le catture della flotta italiana (0,64 per il modello con sforzo standard e 0,63 per quello includente il progresso tecnologico). In entrambi i casi, per

quanto ottenuto con il bootstrapping, la stima risulta molto accurata per i parametri K ed r , un po' meno ma comunque buona per q .

La stima eseguita utilizzando lo sforzo standard individua una capacità di carico e un tasso intrinseco di accrescimento leggermente superiori (174.440 tonnellate contro 160.364 e 0,996 contro 0,983 rispettivamente); il coefficiente di catturabilità è invece stimato più basso ($5,32E-08$ contro $6,64E-08$). Come conseguenza le catture teoriche di Massimo Rendimento Sostenibile sono, per il modello che utilizza sforzo standard, leggermente superiori (43.444 contro 39.409).

In generale i due modelli sono piuttosto simili: il grafico sottostante (Figura 15) mostra le catture (italiane) attese dai due modelli rispetto a quelle realmente realizzate. Si può verificare che i due modelli calcolano valori attesi quasi identici e il confronto con le catture reali è relativamente buono.

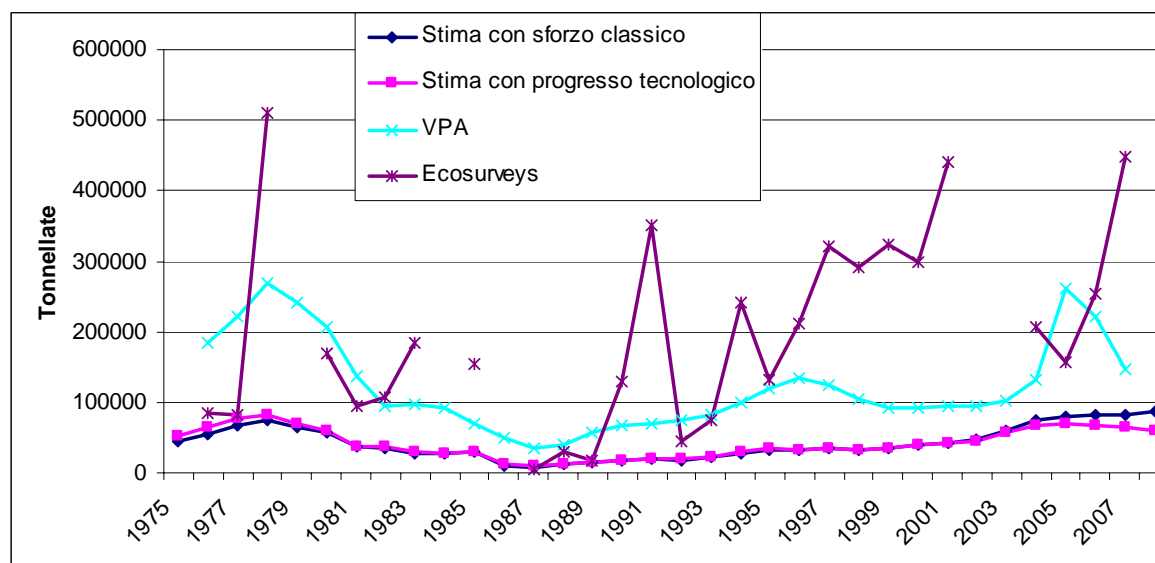
Figura 15. Catture della flotta italiane e catture attese dal modello (nel caso di progresso tecnologico considerato o meno).



Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

La Figura 16 mette invece a confronto le stime di biomassa ottenute col modello di Schaefer nei due casi (sforzo classico e progresso tecnologico) con i valori ottenuti da ISMAR con ecosurvey e VPA. Risulta subito evidente che le stime prodotte dal CEDA per simulare una relazione deterministica di Schaefer prevedono per le acciughe valori di biomassa molto inferiori a quelli calcolati da ISMAR, in particolare con i metodi acustici.

Figura 16. Stima della biomassa di acciughe con il CEDA (secondo le due opzioni sul progresso tecnologico) e biomassa ottenuta con VPA ed Ecosurvey.



Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

Le differenze sono minori se invece di considerare i valori assoluti si considerano i trend. Calcolando il coefficiente di correlazione di Pearson fra i valori di biomassa stimati con i diversi metodi appare una forte analogia fra i modelli stimati con il CEDA e le stime ottenute tramite VPA, soprattutto nell'ipotesi di progresso tecnologico (correlazione del 90%). Quello che il modello di Schaefer stimato con il CEDA non è in grado di prevedere sono essenzialmente (come è normale che sia date le assunzioni del modello) i picchi improvvisi di biomassa che si verificano quando le condizioni ambientali sono particolarmente favorevoli allo sviluppo della specie.

Tabella 9. Matrice di correlazione fra la biomassa di acciughe stimata con il CEDA e i due metodi usati da ISMAR.

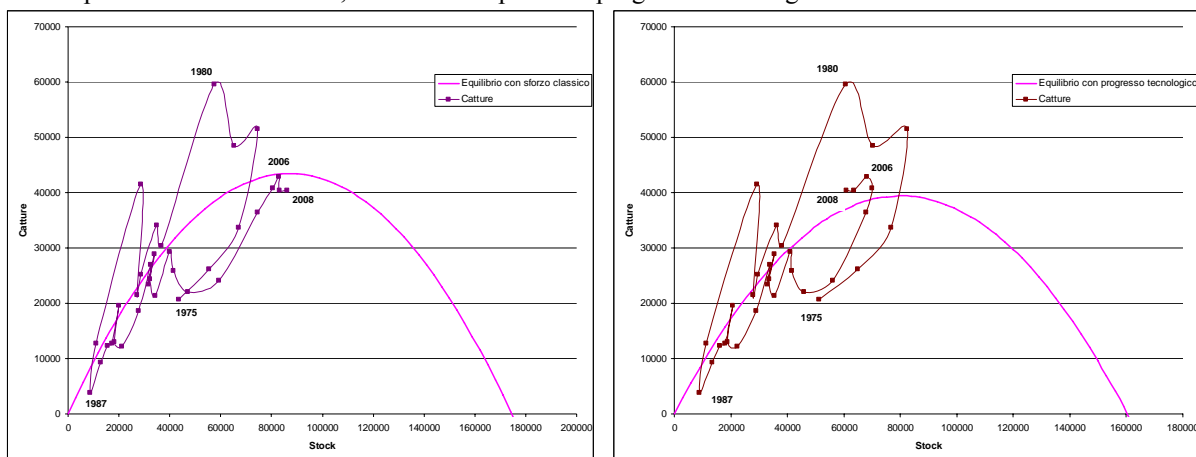
	<i>Sf. Clas.</i>	<i>Prog.Tecn.</i>	<i>VPA</i>	<i>ES</i>
CEDA: Sforzo classico	1			
CEDA: Progresso tecnologico	0,95	1		
VPA	0,85	0,90	1	
Ecosurvey	0,54	0,43	0,30	1

Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

L'ultima coppia di grafici (Figura 17) rappresenta lo spazio degli eventi relativo alle due stime dove compare il comportamento dinamico del sistema. Qui il percorso temporale delle catture totali (cioè comprendenti quelle dei paesi dell'ex Jugoslavia) e dei valori di stock stimati è messo a confronto con la curva statica di equilibrio secondo la funzione di Verhulst. I punti sulla parabola rappresentano punti di equilibrio: ad ogni valore di biomassa è associato il corrispettivo valore di crescita; se le catture uguagliano la crescita il sistema rimane in equilibrio; se le catture superano la crescita (le catture giacciono sopra la parabola) lo stock si riduce; se le catture sono inferiori alla crescita (le catture giacciono sotto la parabola) lo stock cresce.

La coppia di grafici evidenzia l'unica sostanziale differenza dei due modelli. I due grafici sono molto simili fino al 2006: un picco di pesca insostenibile viene raggiunto nel 1980, dopodiché il sistema precipita fino al minimo del 1997; da lì si ha un lento recupero fino ai valori del 2006. In prossimità di questo anno avviene una biforcazione. Mentre nel modello stimato con sforzo di pesca classico le catture sono inferiori alla curva di equilibrio e il sistema volge a destra verso zone di sfruttamento ideale per la pesca, nel modello con sviluppo tecnologico le catture si trovano oltre l'equilibrio e il sistema volge a sinistra, verso zone in cui lo stock è sovrasfruttato.

Figura 17. Catture di acciughe nella GSA 17 e corrispettivo stock stimato con il CEDA; la parabola rappresenta i punti di equilibrio biologico previsto dal modello. A sinistra la situazione calcolata dal modello nell'ipotesi di sforzo classico, a destra nell'ipotesi di progresso tecnologico.



Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

In appendice II vengono illustrati alcuni dei grafici prodotti dal CEDA che aiutano nella scelta del modello e nella sua interpretazione.

5.3.2 Sardine

Per le sardine i due modelli di Schaefer con sforzo classico e con progresso tecnologico sono stati stimati utilizzando una proporzione iniziale del 40% rispetto alla capacità di carico K . Anche in questo caso le stime dei coefficienti del modello sono piuttosto simili per le due ipotesi, a parte il coefficiente di catturabilità q che è sensibilmente più elevato nel caso in cui si ipotizzi progresso tecnologico (6,49E-09 contro 4,19E-09). Ciò che differenzia maggiormente i due modelli e potrebbe far preferire l'ipotesi di progresso tecnologico è (più che l'R quadro, non troppo diverso) l'ampiezza dell'intervallo di confidenza. L'intervallo di confidenza risulta molto più ampio per l'ipotesi di sforzo classico senza progresso tecnologico, ovvero è molto più probabile che i reali valori dei coefficienti siano sostanzialmente diversi da quelli puntuali che restituisce il programma. Questo si può facilmente desumere osservando l'MSY: nel caso di sforzo standard vi è il 95% di probabilità che il vero valore sia compreso fra 11.521 e 44.684 tonnellate; nel caso di progresso tecnologico invece, con la stessa probabilità, è compreso fra 40.348 e 44.274 tonnellate.

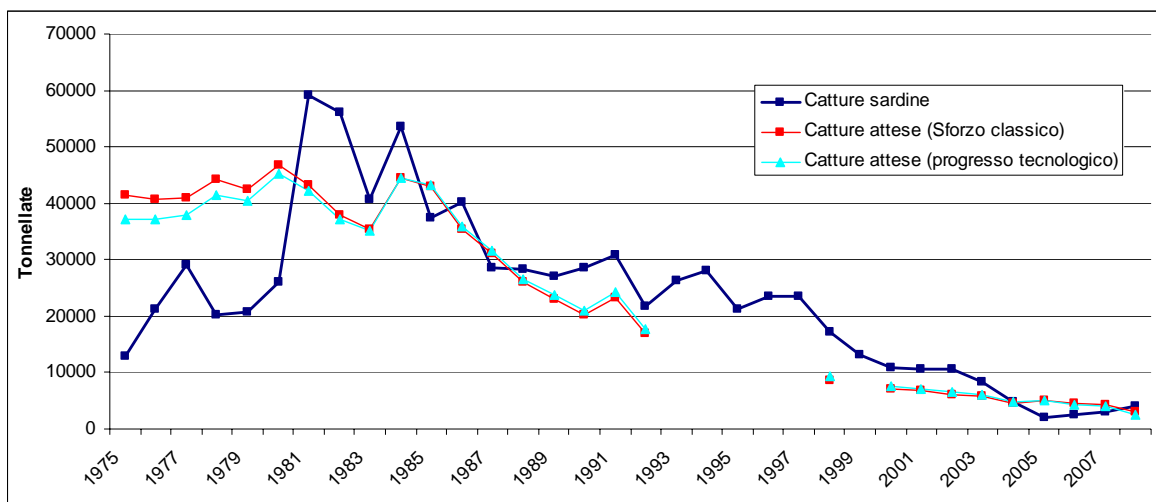
Tabella 10. Coefficienti per il modello di Schaefer stimati con CEDA per le sardine. Il risultato include automaticamente il calcolo della MSY.

Parametri	Modello con sforzo standard	Modello con progresso tecnologico
Proporzione iniziale dello Stock	40%	40%
R quadro	0,786	0,811
Capacità di carico (ton): K	2.030.491 IC: 1.663.501 – 3.669.465	1.731.324 IC: 1.646.658 – 1.897.802
Tasso di accrescimento: r	0,07645 IC: 0,01256 - 0,10761	0,09923 IC: 0,08505 - 0,10726
Coefficiente di catturabilità: q	4,19E-09 IC: 2,37E-09 - 5,29E-09	6,49E-09 IC: 5,23E-09 - 7,63E-09
Mass. Rendim. Sost (ton).: MSY	38.808 IC: 11.521 – 44.684	42.949 IC: 40.348 – 44.274

Gli intervalli di confidenza sono del 95% calcolati con la tecnica del bootstrapping (1000 ricampionamenti).

Confrontando i valori attesi delle catture con quelle realmente realizzate dalla flotta italiana (Figura 18) si nota come il modello non sia in grado di spiegare la rapida crescita nelle catture avvenuta fra il 1975 e il 1981, mentre il susseguente decremento viene regolarmente previsto.

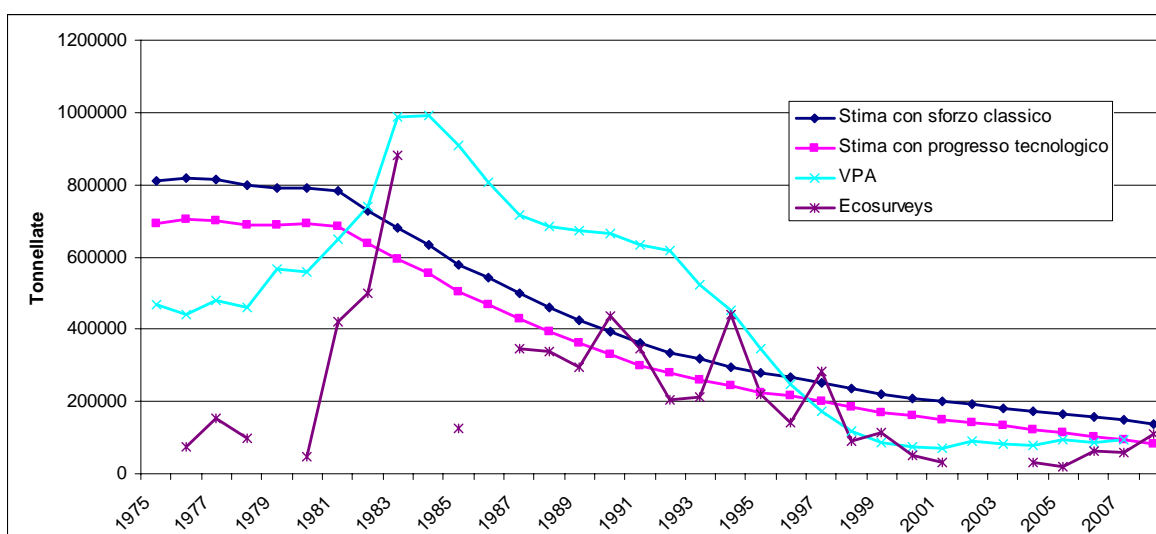
Figura 18. Catture della flotta italiane e catture attese dal modello (nel caso di progresso tecnologico considerato o meno).



Fonte: Elaborazioni personali e dati Ismar.

Anche il confronto con i valori di biomassa ottenuti da ISMAR (Figura 19) evidenzia che il modello di Schaefer non è in grado di prevedere e spiegare l'incremento di biomassa avvenuto fra il 1975 e il 1983, che evidentemente si deve ad anomale variazioni delle condizioni ambientali, risultate favorevoli alle sardine, poi venute a mancare.

Figura 19. Stima della biomassa di sardine con il CEDA (secondo le due opzioni sul progresso tecnologico) e biomassa ottenuta con VPA ed Ecosurvey.



Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

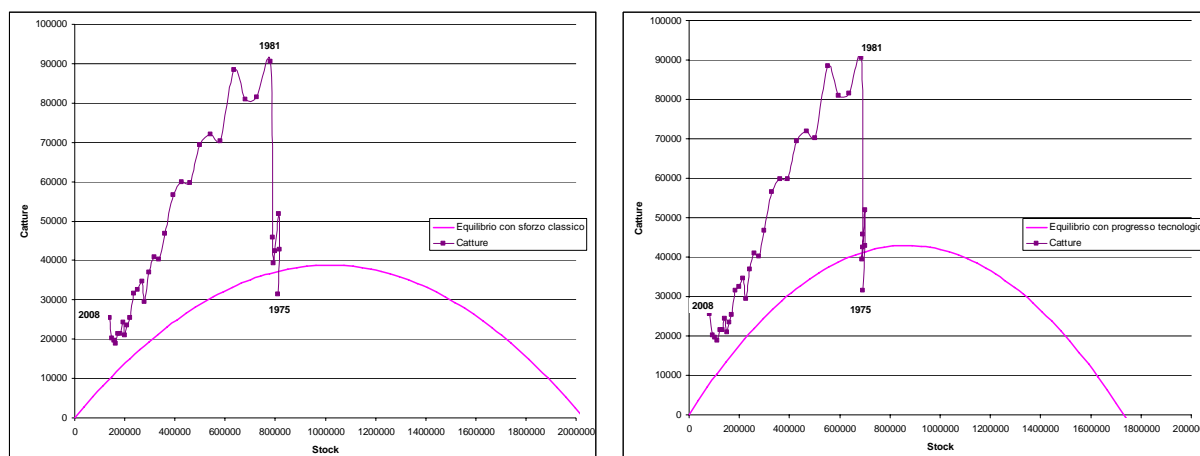
Tabella 11. Matrice di correlazione fra la biomassa di sardine stimata con il CEDA e i due metodi usati da ISMAR.

	<i>Sf. Clas.</i>	<i>Prog.Tecn.</i>	<i>VPA</i>	<i>ES</i>
CEDA: Sforzo classico	1			
CEDA: Progresso tecnologico	0,99	1		
VPA	0,68	0,70	1	
Ecosurvey	0,35	0,36	0,71	1

Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

I due grafici finali (Figura 20) mostrano il comportamento dinamico del sistema in relazione alle curve di equilibrio secondo la funzione di Verhulst. È indubbio che l'andamento del sistema è molto bizzarro nel periodo fra il 1975 e i primi anni ottanta. L'improvviso aumento delle catture (comprendenti quelle dell'ex Jugoslavia) in quel periodo può essere spiegato solo parzialmente dall'intensificarsi dello sforzo di pesca (che comunque avvenne). Ancora una volta va chiarito che il modello deve essere preso solo come un riferimento parziale: i risultati ottenuti da ISMAR ci avvisano che quasi sicuramente lo stock di sardine ebbe un improvviso incremento fra 1975 e il 1983 (incremento che il modello di Schaefer non è in grado di riconoscere e spiegare) dovuto alle buone condizioni ambientali. In seguito le condizioni ambientali peggiorarono e la biomassa iniziò una costante discesa aggravata dal fatto che lo sforzo di pesca esercitato non era più compatibile con i nuovi livelli di stock. La situazione attuale, secondo le indicazioni del modello di Schaefer, sono ancora molto critiche poiché, nonostante i bassissimi livelli di catture, sembra che ci si trovi ancora, seppure di poco, sopra il livello di sostenibilità indicato dalla funzione parabolica di Verhulst. Con questi presupposti un recupero dello stock di sardine appare molto improbabile a meno che non si realizzi una nuova inversione delle condizioni ambientali in senso favorevole alle sardine, così come avvenne fra la fine degli anni settanta e i primi anni ottanta.

Figura 20. Catture di sardine nella GSA 17 e corrispettivo stock stimato con il CEDA; la parabola rappresenta i punti di equilibrio biologico previsto dal modello. A sinistra la situazione calcolata dal modello nell'ipotesi di sforzo classico, a destra nell'ipotesi di progresso tecnologico.



Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

5.4 Stima della funzione di domanda

Il modello di domanda inverso (per ognuna delle due specie considerate) ha usato come variabile dipendente il prezzo medio annuo delle regioni italiane che si affacciano sulla GSA 17 (dal Friuli al Molise). Fra le variabili indipendenti ci sono le catture italiane nella GSA 17 e le catture delle altre macroregioni che si ritiene possano avere un livello di integrazione di mercato più o meno forte: il resto d'Italia, la Spagna e la ex Jugoslavia; inoltre sono presenti le catture dell'altra specie (flessibilità incrociata fra sardine e acciughe) nella GSA 17 italiana, il reddito nazionale in Italia e un trend temporale.

Sia per quanto riguarda le acciughe che per quanto riguarda le sardine non è emersa nessuna significatività statistica della flessibilità incrociata fra le due specie; anche la produzione della ex Jugoslavia (e delle attuali repubbliche di Slovenia e Croazia) non sembra avere nessuna influenza diretta sul prezzo medio delle regioni adriatiche italiane. Queste due variabili sono dunque state omesse dal modello.

Calcolando il fattore di inflazione della varianza (VIF) si evidenzia poi che esiste un importante problema di collinearità fra reddito e tempo; per questa ragione si presenteranno anche i risultati del modello omettendo entrambe le variabili.

Sia nel caso delle acciughe che nel caso delle sardine, la produzione della macroregione adriatica è l'elemento che condiziona maggiormente il livello dei prezzi;

rispetto alla produzione delle altre due macroregioni (resto d'Italia e Spagna) il coefficiente di flessibilità risulta più elevato e anche più significativo dal punto di vista statistico. Per le acciughe la flessibilità di prezzo locale è di -0,60 (-0,61 quando il modello è espresso senza reddito e trend temporale); significativa sembrerebbe anche la flessibilità rispetto alle catture spagnole (-0,18 e -0,12 nelle due versioni del modello); le catture nel resto d'Italia non sembrano invece significative (sebbene lo siano quando il modello viene espresso senza reddito e trend temporale).

Per le sardine la flessibilità di prezzo locale è di -0,24 (-0,22 senza reddito e trend); in questo caso risulta statisticamente significativo (ma solo al 10% di probabilità) il coefficiente di flessibilità rispetto alla produzione del resto d'Italia e non quello rispetto alla produzione spagnola.

Il coefficiente di flessibilità di scala e il trend risultano staticamente significativi sono nell'equazione delle acciughe. Come detto queste due variabili sono fra loro molto correlate e fanno insorgere problemi di multicollinearità nel modello; escludendole entrambe si evidenzia che la stima del coefficiente di flessibilità locale, che è l'elemento di maggior importanza in questa analisi, viene solo marginalmente modificata.

Gli R quadrati di tutti i modelli sono molto alti, compresi fra l'85 e l'88%.

Tabella 12. Risultati del modello di domanda inverso nei logaritmi per le acciughe, con reddito e trend.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	-30,265	18,266	0,1100
Catt. Regioni GSA17	-0,598	0,073	1,46E-08 ***
Catt. resto d'Italia	-0,016	0,128	0,9037
Catt. Spagna	-0,184	0,098	0,0735 *
Reddito	3,272	1,250	0,0148 **
Tempo	-0,080	0,031	0,0157 **

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,88

R-quadro corretto: 0,86

Tabella 13. Risultati del modello di domanda inverso nei logaritmi per le acciughe, senza reddito e trend.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	16,922	1,603	4,38E-011 ***
Catt. Regioni GSA17	-0,606	0,077	1,91E-08 ***
Catt. resto d'Italia	-0,250	0,090	0,0100 ***
Catt. Spagna	-0,124	0,056	0,0347 **

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,85

R-quadro corretto: 0,83

Tabella 14. Risultati del modello di domanda inverso nei logaritmi per le sardine, con reddito e trend.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	9,862	9,752	0,3216
Catt. Regioni GSA17	-0,240	0,055	0,0002 ***
Catt. resto d'Italia	-0,229	0,124	0,0762 *
Catt. Spagna	-0,026	0,116	0,8247
Reddito	-0,134	0,759	0,861
Tempo	-0,001	0,021	0,9534

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,86

R-quadro corretto: 0,84

Tabella 15. Risultati del modello di domanda inverso nei logaritmi per le sardine, senza reddito e trend.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	6,546	0,941	1,77E-07 ***
Catt. Regioni GSA17	-0,223	0,048	7,81E-05 ***
Catt. resto d'Italia	-0,144	0,087	0,1086
Catt. Spagna	-0,040	0,096	0,6797

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 0,87

R-quadro corretto: 0,86

L'esogeneità delle catture nelle regioni italiane della GSA17 è stata testata usando il test di Durbin-Wu-Hausman (Verbeek, 2006); il test è stato ripetuto due volte (per ciascuna specie) usando due regressioni ausiliarie differenti: in un caso come variabile strumentale sono state usate le catture nel periodo t-1; nel secondo caso si sono utilizzati lo sforzo e la biomassa. In entrambi i casi e per entrambe le specie i residui della regressione ausiliaria, inseriti all'interno dell'equazione di domanda, non sono risultati statisticamente significativi (al 5%), per cui l'ipotesi di esogeneità (debole) non viene rifiutata.

Tutte le serie storiche utilizzate per il modello di domanda risultano non stazionarie, mentre lo sono le differenze prime. Per escludere che i risultati della regressione siano spuri, il modello è stato stimato nuovamente utilizzando le differenze prime dei logaritmi. Ricorrendo alle differenze prime scompare come variabile il tempo e si risolve in questo modo anche il problema della collinearità.

Sebbene il potere esplicativo dei due modelli diminuisca sensibilmente (63% per le acciughe, 41% per sardine) e alcune delle variabili che in precedenza risultavano significative non lo sono più, per l'obiettivo dello studio è confortante constatare che il peso e la significatività del coefficiente di flessibilità rispetto alla produzione locale

rimangono elevati (per le acciughe il coefficiente di flessibilità si attesta sul -0,42, per le sardine sul -0,27); è dunque lecito affermare che il legame inverso fra produzione e prezzo non si deve a relazioni spurie.

Tabella 16. Risultati del modello di domanda inverso nelle differenze dei logaritmi per le acciughe.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	0,020	0,058	0,7231
Catt. Regioni GSA17	-0,424	0,073	6,32E-06 ***
Catt. resto d'Italia	0,212	0,125	0,1041
Catt. Spagna	0,061	0,108	0,581
Reddito	0,428	1,810	0,815

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 63%

R-quadro corretto: 56%

Tabella 17. Risultati del modello di domanda inverso nelle differenze dei logaritmi per le sardine.

Variabile	Coefficiente	Standard Error	Probabilità
Costante	0,022	0,037	0,5616
Catt. Regioni GSA17	-0,271	0,071	0,0009 ***
Catt. resto d'Italia	-0,104	0,092	0,2718
Catt. Spagna	0,050	0,197	0,803
Reddito	-0,998	1,172	0,4030

*/**/***: significatività al 10, 5, 1%.

R-quadro: 41%

R-quadro corretto: 31%

6. RISULTATI II: SIMULAZIONI E DISCUSSIONE

6.1 I modelli dinamici

Sulla base dei risultati precedentemente ottenuti si procederà ad effettuare simulazioni con due modelli bioeconomici diversi così da verificare eventuali analogie e dissomiglianze nei due approcci.

In un primo caso si farà riferimento al modello di Gordon-Schaefer stimato con il CEDA. Sebbene il modello che si è ottenuto considerando un tasso di progresso tecnologico del 1,5% dimostri a livello statistico di adeguarsi meglio ai dati (per le sardine), si adotterà il modello con sforzo classico (senza progresso tecnologico) per le seguenti ragioni: per semplicità, poiché la simulazione dinamica non verrà influenzata da questo elemento variabile nel tempo; per meglio confrontare i risultati con il secondo modello che non prevede progresso tecnologico. Ricapitolando la forma funzionale delle equazioni di crescita e produzione del modello sono:

$$\frac{dB}{dt} = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) \quad (\text{Eq. 95})$$

$$Y_t = qE_t B_t \quad (\text{Eq. 96})$$

Nel secondo modello dinamico (che chiameremo Modello 2), invece di considerare una funzione di crescita dipendente dalla densità dello stock, si farà uso di un accrescimento medio e costante (g), così come calcolato nel paragrafo 5.1. Le funzioni di

produzione sono date dalle funzioni Cobb-Douglas⁵⁷ stimate nel paragrafo 5.2, impiegando lo stesso indice di sforzo aggregato usato per il modello di Schaefer e la biomassa ottenuta da ISMAR con le rilevazioni acustiche. Con queste ipotesi le catture in stato di equilibrio coincidono con l'accrescimento costante (g) di ciascuna specie; lo sforzo si adegua nel punto in cui i profitti sono zero e così lo stock che, per quanto sfruttato, non sarà mai portato ad estinzione. Riassumendo:

$$\frac{dB}{dt} = g \quad \text{(Eq. 97)}$$

$$Y_t = AE_t^{\beta_1} B_t^{\beta_2} \quad \text{(Eq. 98)}$$

In entrambi i casi la flotta sarà soggetta a una funzione di risposta, per cui lo sforzo esercitato aumenterà o diminuirà in maniera direttamente proporzionale ai profitti ottenuti:

$$\frac{dE}{dt} = \varphi\pi \quad \text{(Eq. 99)}$$

⁵⁷ La funzione di produzione Cobb-Douglas è stata stimata con un modello lineare nei logaritmi, in cui la variabile dipendente è $\log y$. La teoria econometrica (Verbeek, 2004) ci avverte che l'uso di un modello così stimato per scopi previsivi può comportare alcuni errori se si è interessati al valore previsto di y , infatti $\exp[(\log x)\gamma]$ (dove γ è l'elasticità stimata) non è un buon predittore di y , nel senso che non corrisponde al valore atteso di y dato x . La ragione di questo risultato sta nel fatto che il logaritmo non è una trasformazione lineare, e che il valore atteso di una funzione non lineare non è uguale alla stessa trasformazione non lineare del valore atteso. Un modo per aggirare questo problema consisterebbe nel formulare qualche ipotesi sulla distribuzione delle variabili; assumendo che gli errori abbiano distribuzione normale e conoscendo la varianza σ^2 si può ritenere che

$$E(y_i | \mathbf{x}_i) = \exp\left[(\log \mathbf{x}_i)\gamma + \frac{1}{2}\sigma^2\right]$$

dove il termine aggiuntivo corrisponde alla metà della varianza dell'errore di regressione. Del resto, essendo la differenza non molto elevata, tale termine aggiuntivo viene spesso ommesso (Verbeek, 2004). Nel presente caso esso verrà ommesso avendo constatato empiricamente la poca differenza nei risultati. Si tenga presente peraltro che le simulazioni che si condurranno hanno solo scopo esplicativo e teorico, non si ha l'interesse di condurre previsioni esatte.

6.2 Base di partenza del sistema

Lo stock iniziale di acciughe e sardine (GSA 17) è diverso nei due modelli. Per il modello di Schaefer lo stock corrisponde a quanto previsto dal CEDA al termine dell'ultimo anno con il processo di stima (attraverso minimizzazione numerica non lineare), ovvero alla fine del 2008. Per il Modello 2 si utilizzeranno i dati da ecosurvey di ISMAR prendendo come base di partenza la media del periodo 2003-08.

Come già si era commentato nel capitolo precedente i valori degli stock risultano per i due modelli assai differenti. Per le sardine del resto, a parte le discrepanze nei valori assoluti, si può riconoscere un trend simile di diminuzione dall'inizio degli anni ottanta ad oggi; per le acciughe invece l'andamento degli stock ottenuti con ecosurvey è piuttosto oscillante e difficilmente paragonabile non solo con quanto ottenuto in questa sede ma anche con quanto scaturisce dalle procedure di VPA.

A prescindere dalle differenze di partenza ciò che risulterà interessante sarà verificare se i due modelli si comportano in maniera simile simulando nel tempo evoluzioni del sistema analoghe.

Tabella 18. Stock di partenza (GSA 17) dei modelli dinamici a seconda del procedimento di stima.

Stock (B)	Stima con il CEDA (ton)	Valore di ISMAR (ton)
Acciuga	89.242	348.559
Sardina	122.523	56.483

Fonte: Elaborazioni personali e dati ISMAR.

I coefficienti della funzione di crescita di Schaefer sono quelli stimati con il CEDA (considerando lo sforzo standard). Per il modello 2, si è spiegato, si userà una crescita media e costante; nel caso delle sardine la media è quella relativa la periodo 1988-2008 e non quella del periodo 1975-2008: si fa riferimento cioè a una crescita più bassa nell'ipotesi prudenziale che le condizioni ambientali restino sfavorevoli alle sardine. Si veda la Tabella 19 per la sintesi dei parametri utilizzati.

Tabella 19. Sintesi dei parametri utilizzati per le funzioni di crescita delle acciughe e delle sardine.

Funzione di produzione	Parametri	Acciughe	Sardine
Schaefer: $\frac{dB}{dt} = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right)$	r	0,9962	0,07645
	K (ton)	174.440	2.030.491
Modello 2: crescita costante = g	g (ton)	42.796	20.306

Fonte: Elaborazione personale su fonti varie

6.2.1 Sforzo di pesca e conto economico della flotta italiana

Lo sforzo di pesca della flotta italiana (GSA 17) utilizzato come baseline corrisponde alla media del periodo 2003-2008.

Relativamente allo stesso periodo di tempo si è proceduto a calcolare i ricavi e i costi medi (valori rivalutati su base 2009). Poiché il modello di simulazione è relativo al lungo periodo, tale da risolvere numericamente il quesito dello stato stazionario, tutti i costi sono considerati variabili e si è proceduto a calcolare il costo medio per unità di sforzo (vedi Tabella 20).

Tabella 20. Calcolo e ripartizione dei costi medi per unità di sforzo

Componente	Costo per unità di sforzo (€/Kw*gg)
Costi variabili ¹	2,52
Costi fissi ¹	0,76
Costo del lavoro ¹	2,82
Costi del capitale ²	1,00
TOTALE	7,10

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie: ¹ Voci di costo secondo la denominazione (di breve periodo) di IREPA; ² Valore forfetario rispetto a quanto calcolato su dati IREPA (0,5 €/kW*gg) e su dati JRC (2 €/kW*gg).

Per quanto riguarda i ricavi si è proceduto a calcolare il ricavo medio del periodo 2003-2008, a partire dai prezzi di ogni anno di acciughe e sardine (dati IREPA) e dalle catture realizzate (dati ISMAR); inoltre, come spiegato in metodologia, si è considerata una frazione aggiuntiva di ricavi dovuta alla cattura di specie secondarie.

In Tabella 21 vengono presentati in sintesi i risultati economici della flotta pelagica italiana (media 2003-2008). Il profitto che si ottiene tenendo conto di tutti i costi (comprendenti dunque il costo opportunità del lavoro e del capitale) è praticamente nullo.

Tabella 21. Sintesi degli elementi di bilancio della flotta italiana (GSA 17 media 2003-2008, in migliaia di euro)

Voce di bilancio	Valore (.000 €)
Costi	47.376
Ricavi	46.171
Profitto	-1.205

Fonte: Elaborazione personale su fonti varie

6.2.2 Sforzo di pesca e conto economico della flotta croata

Conoscendo la biomassa (B) degli stock e le catture (Y) della flotta croata si può facilmente ottenere la mortalità derivante dalla pesca (f) della flotta croata, secondo la relazione $f = Y/B$.

Nel modello di Schaefer vale la relazione $f = qE$, dove q è il coefficiente di catturabilità ed E lo sforzo di pesca. Come detto in metodologia non abbiamo validi argomenti per definire né il coefficiente di catturabilità né lo sforzo di pesca esercitato dalla flotta croata. Sicuramente i coefficienti di catturabilità verso sardine e acciughe devono essere diversi da quelli registrati per la flotta italiana, perché la flotta croata si dimostra molto più efficiente per le sardine e molto meno per le acciughe. Da qui, e da alcune stime ufficiosse sulla flotta pelagica croata realizzate dal progetto Adriamed nel 2004, si è deciso di semplificare considerando che nel periodo di riferimento lo sforzo esercitato dalla Croazia è stato uguale a quello italiano. Il coefficiente di catturabilità di sardine e acciughe è stato calcolato di conseguenza, considerando la media del periodo 2003-2008. In Tabella 22 si mostrano i coefficienti di catturabilità stimati per la flotta croata rispetto a quella italiana; come anticipato il q croato per le sardine è più alto di quello italiano mentre è più basso quello delle acciughe. Si nota inoltre che i coefficienti di catturabilità delle due specie sono molto più simili per la Croazia di quanto non siano per l'Italia.

In maniera simile, ma dovendo aumentare il numero di congetture, si è proceduto per il Modello 2 che si basa su una funzione di produzione Cobb-Douglas. In questo caso si è ipotizzato che i coefficienti β_1 e β_2 siano uguali per la flotta italiana e quella croata e che le differenze nel livello di catture si debbano unicamente al coefficiente tecnologico A ⁵⁸. In Tabella 22 sono riassunti tutti i coefficienti delle funzioni di produzione.

⁵⁸ Partendo da una congettura diversa si potrebbe considerare che A e β_1 sono uguali per le due flotte e che la diversità nel livello di catture si debba a β_2 , cioè all'esponente della biomassa: ciò significherebbe

Tabella 22. Sintesi dei parametri utilizzati per le funzioni di produzione della flotta italiana e di quella croata.

Funzione di produzione	Parametri	Acciughe		Sardine	
		Italia	Croazia	Italia	Croazia
Schaefer: $Y_t = qE_tB_t$	q	5,32E-08	1,80E-08	4,19E-09	1,66E-08
Cobb-Douglas: $Y_t = AE_t^{\beta_1} B_t^{\beta_2}$	A	0,340275	0,130678	1,99376E-12	8,28391E-12
	β_1	0,354	0,354	2,041	2,041
	β_2	0,453	0,453	0,302	0,302

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

Per quanto riguarda il conto economico, come spiegato in metodologia, i presupposti sono stati i seguenti: il profitto complessivo della flotta è zero (così come succede per la flotta italiana); i prezzi, ritenendo i mercati integrati, sono uguali a quelli medi italiani. Allo stesso modo si è considerato un ricavo aggiuntivo per unità di sforzo dovuto alle catture di specie secondarie. Dai ricavi e dal profitto si sono dedotti i costi totali; di qui, dividendo per lo sforzo, si ottengono i costi medi per unità di sforzo della flotta croata, poco più bassi (e certamente realistici) di quelli della flotta italiana (6,55 €/kW*gg contro 7,10 €/kW*gg).

Infine l'ultimo parametro da definire, tanto per la flotta italiana quanto per quella croata, è quello che descrive la variazione dello sforzo esercitato in funzione dei risultati economici ottenuti (parametro φ). Esso è stato scelto arbitrariamente con il solo scopo di valutare le reazioni del sistema. Coefficienti più alti o più bassi rendono semplicemente più o meno bruschi gli aggiustamenti della flotta; lo scopo della ricerca del resto non è avere una definizione precisa dello stato del sistema in un determinato momento, ma evidenziare le fluttuazioni e le tendenze verso l'equilibrio che il sistema ha nel lungo periodo.

Tabella 23. Altri parametri tecnico-economici utilizzati per definire i risultati economici delle flotte e la dinamica del sistema

Parametri	Italia	Croazia
Sforzo (E) di partenza (kW*gg)	6.830.611	6.830.611
Costi (c) per unità di sforzo (€/Kw*gg)	7,10	6,55
Prezzo (p_a) delle acciughe (€/kg)	1,31	1,31
Prezzo (p_p) delle sardine (€/kg)	1,25	1,25
Ricavi aggiuntivi (m) per unità di sforzo (€/Kw*gg)	0,740	0,740
Parametro (φ) di dinamica della flotta (Kw*gg/€)	0,12	0,12

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

intervenire sulla distribuzione degli stock sui due lati dell'Adriatico, ma i risultati non sono molto diversi dal caso esposto nel testo.

6.3 Simulazioni

Le simulazioni, effettuate contemporaneamente con il modello di Gordon-Schaefer e con quello che si è denominato Modello 2 (crescita costante e funzione di produzione Cobb-Douglas), hanno lo scopo di verificare il comportamento dinamico del sistema e il raggiungimento dello stato stazionario in una situazione di libero accesso alle risorse. Le diverse ipotesi simulate si riferiscono a comportamenti alternativi della flotta croata sulla base di diverse supposizioni (in pratica le supposizioni fatte su prezzi, costi e reazione della flotta croata, indicate nel paragrafo precedente, verranno incluse un poco alla volta); altro elemento di distinzione fra le simulazioni riguarda la formazione del prezzo sul mercato italiano.

Le simulazioni presentate in seguito sono le seguenti:

- 1) Lo sforzo della Croazia rimane costante nel tempo; i prezzi sono costanti.
- 2) Lo sforzo della Croazia è proporzionale a quello italiano; i prezzi sono costanti.
- 3) Lo sforzo della Croazia varia in maniera indipendente; i prezzi sono costanti
 - a. Il caso del duopolio.
- 4) Lo sforzo della Croazia varia in maniera indipendente; i prezzi dell'Italia sono endogeni.
- 5) Gestione coordinata dello sforzo da parte di Italia e Croazia: soluzione statica
 - a. La curva di offerta e l'incrocio con la domanda

6.3.1 Simulazione 1: sforzo croato costante nel tempo, prezzi costanti

Si tratta di un'ipotesi molto semplificatrice. In pratica, ignorando (perché non si conoscono) i redditi, costi e profitti della flotta croata, si ipotizza che lo sforzo croato (e dunque la mortalità di pesca⁵⁹) rimanga invariato a prescindere dall'evoluzione degli stock e delle catture. Potrebbe essere una situazione realistica, ad esempio, se i profitti della flotta croata sono molto alti ma viene imposto un regolamento che vieti di aumentare lo sforzo o, al contrario, se la flotta è in perdita ma l'attività è sorretta con aiuti statali, così

⁵⁹ In questo caso non ha neppure importanza definire numericamente lo sforzo esercitato dalla Croazia. Questa ipotesi equivale ad affermare che la mortalità di pesca f esercitata dalla Croazia rimane costante.

che lo sforzo non diminuisce. Nel primo caso sarebbe una situazione favorevole per l'Italia, nel secondo caso sfavorevole.

I prezzi sono ritenuti esogeni e costanti secondo la media della baseline.

I risultati dei due modelli dinamici sono mostrati in Tabella 24. I risultati non sono troppo diversi; la differenza sostanziale sta nel fatto che nel Modello 2 con crescita costante (indipendente dallo stock) gli stock, anche se sfruttati e ridotti, non vengono mai portati ad estinzione.

Si può infatti notare che, date le ipotesi di partenza con la flotta croata insensibile ai risultati delle catture, il modello di Gordon-Schaefer prevede l'estinzione delle sardine, mentre il Modello 2 prevede *solo* una riduzione dello stock del 53% (ma le catture sono comunque assicurate al livello *g*). I ricavi della flotta italiana sono destinati a una lieve crescita grazie alle maggiori catture di acciughe, il cui stock si prevede possa aumentare in entrambi i modelli. Lo sforzo è destinato a diminuire lievemente nel modello di Gordon-Schaefer (-3%), a crescere lievemente nel Modello 2 (+7%).

Le catture complessive di acciughe si assestano su 43.359 tonnellate nel modello di Gordon-Schaefer (nel Modello 2 sono pari a 42.796 ovvero la costante *g*) che in pratica è quanto prevedeva il modello come MSY (43.444 tonnellate, vedi paragrafo 5.3.1).

Tabella 24. Risultati di stato stazionario della simulazione 1: sforzo croato costante nel tempo, prezzi costanti

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	Equilibrio nel modello Gordon-Schaefer		Equilibrio nel Modello 2	
		Valore	Variazione	Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	6.630.558	-3%	7.276.807	+7%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	6.830.611	0%	6.830.611	0%
Catture acciughe – Italia (t.)	27.879	32.131	+15%	31.112	+12%
Catture acciughe – Croazia (t.)	9.622	11.227	+17%	11.684	+21%
Catture sardine – Italia (t.)	4.118	0	-100%	4.365	+6%
Catture sardine – Croazia (t.)	17.087	0	-100%	15.941	-7%
Ricavo Italia (.000 €)	46.171	47.074	+2%	51.662	+12%
Variazione stock acciughe	-	+2%		+11%	
Variazione stock sardine	-	-100%		-53%	

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

6.3.2 Simulazione 2: sforzo croato proporzionale a quello italiano, prezzi costanti

In questa seconda ipotesi si considera che lo sforzo croato non può essere indifferente all'andamento delle catture e dei profitti. Non conoscendo il livello dei costi e dei prezzi si ipotizza che i risultati della flotta croata siano identici a quelli della flotta italiana, per cui la reazione della flotta italiana ai risultati economici più o meno favorevoli è riprodotta anche per la Croazia.

I risultati dello stato stazionario non sono troppo diversi da quelli ottenuti con la precedente simulazione: le catture totali sono infatti uguali (a livello del MSY per le acciughe), con lievi differenze nella ripartizione fra Croazia e Italia.

Lo stock di acciughe aumenta leggermente, quello di sardine si riduce considerevolmente (-63% nel Modello 2) o si estingue (modello di Gordon-Schaefer). Lo sforzo esercitato rimane praticamente costante (-2% nel modello di Gordon-Schaefer, +5% nel Modello 2) e i ricavi sono in leggero aumento.

Tabella 25. Risultati di stato stazionario della simulazione 2: sforzo croato proporzionale a quello italiano, prezzi costanti.

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	Equilibrio nel modello Gordon-Schaefer		Equilibrio nel Modello 2	
		Valore	Variazione	Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	6.681.228	-2%	7.153.701	+5%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	6.681.228	-2%	7.153.701	+5%
Catture acciughe – Italia (t.)	27.879	32.377	+16%	30.921	+11%
Catture acciughe – Croazia (t.)	9.622	10.982	+14%	11.875	+23%
Catture sardine – Italia (t.)	4.118	0	-100%	3.939	-4%
Catture sardine – Croazia (t.)	17.087	0	-100%	16.367	-4%
Ricavo Italia (.000 €)	46.171	47.433	+3%	50.788	+10%
Variazione stock acciughe	-	+2%		+11%	
Variazione stock sardine	-	-100%		-63%	

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

6.3.3 Simulazione 3: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi costanti

Nelle due simulazioni precedenti l'applicazione del modello di Gordon-Schaefer soffre di una grossolana approssimazione, ovvero ipotizza che lo sforzo croato rimanga inalterato o vari proporzionalmente a quello italiano, pur con stock di sardine estinti e catture zero. D'altra parte, se questo fosse il caso, alla flotta croata non sarebbe sufficiente un aumento di catture di acciughe del 15% (come previsto dal modello) per mantenersi in

stato di equilibrio economico (a meno di costi di gestione bassissimi o sovvenzioni statali⁶⁰).

In questa simulazione si farà ricorso a tutte le ipotesi precedentemente esposte sul conto economico della flotta croata, in particolare i prezzi di acciughe e sardine (uguali a quelli italiani) e i costi per unità di sforzo (lievemente più bassi di quelli italiani); il livello di sforzo croato varierà in maniera indipendente da quello italiano sulla base dei propri risultati economici.

Questa situazione, più complessa, può raggiungere lo stato stazionario in un numero di anni lunghissimo e viene molto condizionato dal parametro φ di dinamica della flotta; si consideri che utilizzando $\varphi=0,12$ (come fatto per le simulazioni precedenti) il modello di Gordon-Schaefer impiega più di ottomila anni per raggiungere l'equilibrio, mentre con il Modello 2 uno stato stazionario sembra non venire mai raggiunto e il sistema continua ad oscillare perpetuamente fra due estremi. L'equilibrio può invece essere raggiunto facilmente (anche per il Modello 2), con minori fluttuazioni e un approccio graduale, utilizzando parametri di dinamica della flotta più bassi.

Con il modello di Gordon-Schaefer i risultati appaiono particolarmente severi per la flotta croata e per questo difficili da accettare; l'aspetto caratterizzante è che i risultati economici della flotta croata sono strettamente legati alle catture di sardine, per cui se lo stock di questa specie è in situazione di sfruttamento non sostenibile (come il modello considera) la flotta è destinata a ridursi fino a trovare un equilibrio con la sua risorsa principale⁶¹.

Da qui il risultato di uno stato stazionario che si raggiunge solo con una riduzione della flotta croata del 76%, tale da consentire alle sardine di mantenersi in equilibrio (si registra anzi l'incremento dello stock del 58%). Del graduale ritiro della flotta croata ne approfitta la flotta italiana che può ampliarsi⁶² ed aumentare le proprie catture.

Le catture totali di acciughe rimangono prossime al MSY (42.800 tonnellate).

Il Modello 2, come detto, non raggiunge lo stato stazionario usando $\varphi=0,12$ e questo è già di per sé un segno di quanto complessi possano essere i sistemi bioeconomici anche in un caso relativamente semplice come questo, in cui la funzione di crescita non è logistica

⁶⁰ Un'alternativa da investigare è che gli stock di sardine pescati in Croazia siano in parte indipendenti da quelli Italiani.

⁶¹ Vedi nota sopra.

⁶² Il modello prevede che lo sforzo italiano aumenti del 46%, cosa che però potrebbe risultare difficile data la recente normativa sulle licenze di pesca.

(o più complessa ancora come si usa in modelli a classi di età) ma una semplice costante (g) a cui il sistema dovrebbe tendere per raggiungere l'equilibrio. I grafici rappresentati in Appendice III dimostrano come il sistema oscilli in continuazione in un intervallo di duecento anni, con la flotta italiana che si avvantaggia quando quella croata si riduce a causa del collasso dello stock di sardine e dei profitti negativi; quando lo stock di sardine si riprende (perché lo sforzo croato è limitato) il ciclo si inverte.

Diversamente lo stato stazionario può essere raggiunto con φ più bassi (ad esempio 0,02), ovvero simulando che gli imprenditori abbiano reazioni più lente nei confronti dei risultati economici ottenuti (accettando, in particolare, di non abbandonare l'attività anche se il risultato economico è negativo per molti anni). Rispetto al modello di Gordon-Schaefer i risultati per la flotta croata sono meno severi, sebbene si preveda una riduzione del 31% dello sforzo di pesca, poiché il modello biologico garantisce in qualsiasi condizione una produzione di sardine costante.

Tabella 26. Risultati di stato stazionario della simulazione 3: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi costanti.

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	Equilibrio nel modello Gordon-Schaefer		Equilibrio nel Modello 2	
		Valore	Variazione	Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	9.938.785	+46%	8.512.021	+25%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	1.661.565	-76%	4.708.690	-31%
Catture acciughe – Italia (t.)	27.879	40.504	+45%	32.633	+17%
Catture acciughe – Croazia (t.)	9.622	2.297	-76%	10.163	+6%
Catture sardine – Italia (t.)	4.118	8.055	+96%	9.061	+120%
Catture sardine – Croazia (t.)	17.087	5.324	-69%	11.245	-34%
Ricavo Italia (.000 €)	46.171	70.561	+53%	60.431	+31%
Variazione stock acciughe	-	-14%		10%	
Variazione stock sardine	-	+58%		82%	

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie

6.3.3.1 Il caso del duopolio con il modello Gordon-Schaefer

Per il modello di Gordon-Schaefer si è proceduto a calcolare l'equilibrio di Nash nel caso di un duopolio (vedi paragrafo 4.5.4.1) fra Italia e Croazia.

È evidente che, se davvero le due nazioni volessero impegnarsi per ottenere i massimi profitti dalle proprie flotte, anche in assenza di cooperazione sarebbe necessario ridurre sostanzialmente lo sforzo su entrambi i lati dell'Adriatico. In questo modo tanto lo stock di acciughe quanto (soprattutto) quello di sardine potrebbero recuperarsi consentendo a una flotta ridotta di ottenere profitti considerevoli.

Le catture complessive di acciughe diminuiscono rispetto agli scenari precedenti vicini al MSY, ma aumentano quelle di sardine, che anzi superano le acciughe e la produzione complessiva delle due specie è superiore a tutti i casi analizzati finora.

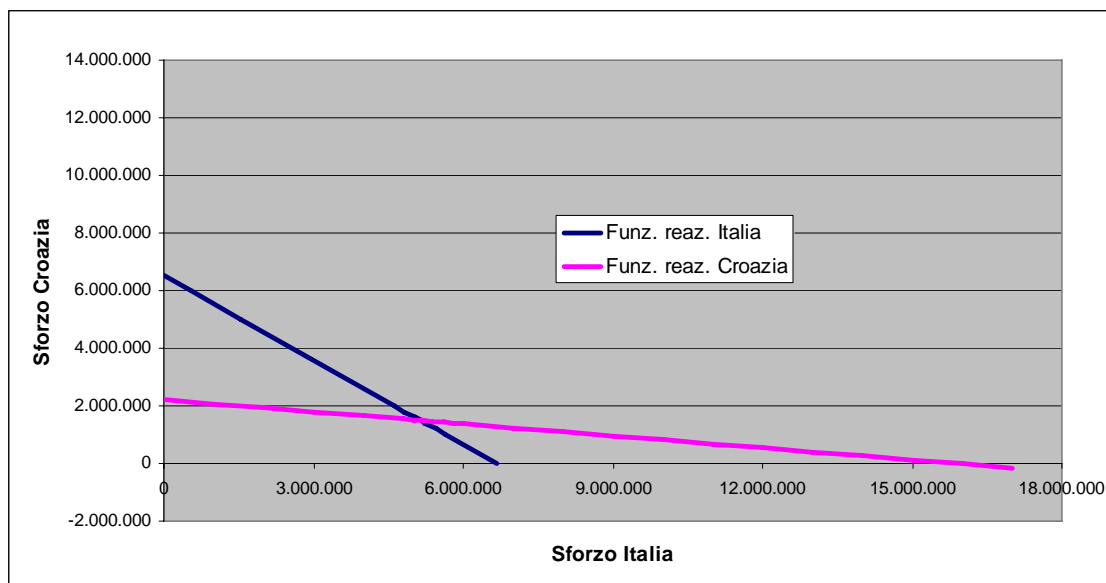
Tabella 27. Equilibrio di Nash per il duopolio Italia-Croazia nella simulazione 3: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi costanti.

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	Equilibrio di Nash per il duopolio nel modello Gordon-Schaefer	
		Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	5.145.112	-25%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	1.489.775	-78%
Catture acciughe – Italia (ton)	27.879	33.340	+20%
Catture acciughe – Croazia (ton)	9.622	3.274	-66%
Catture sardine – Italia (ton)	4.118	17.300	+320%
Catture sardine – Croazia (ton)	17.087	19.803	+16%
Profitto Italia (.000 €)	-1.205	32.619	
Profitto Croazia (.000 €)	0	20.349	
Variazione stock acciughe	-		+36%
Variazione stock sardine	-		+555%

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie

Il grafico di Figura 21 mostra graficamente l'equilibrio di Nash per il caso considerato. L'intercetta della funzione di reazione croata e il punto di intersezione con le ascisse della funzione italiana indicano rispettivamente quale sarebbe lo sforzo ottimo della flotta croata e di quella italiana se non ci fosse la concorrenza dell'altra nazione. In assenza di competizione questi sarebbero i livelli di sforzo corrispondenti alla MEY di ciascuna flotta. La differenza non è molto marcata (soprattutto per la Croazia), e questo può essere considerato un indice di complementarità delle due flotte che possono coesistere senza troppi problemi (purchè ogni nazione agisca per massimizzare il proprio profitto) anche in assenza di soluzioni cooperative.

Figura 21. Funzioni di reazione di Italia e Croazia ed equilibrio di Nash, nel caso di duopolio.



Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie

6.3.4 Simulazione 4: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi italiani endogeni

La risoluzione numerica usata per la simulazione precedente può essere modificata includendo la funzione di domanda inversa del mercato italiano (come stimato nel paragrafo 5.4): in questo modo il prezzo spuntato dai pescatori italiani non è costante ma determinato in maniera endogena dalla produzione. Al contrario, per mancanza di altre informazioni, il prezzo in Croazia viene ritenuto costante così come fatto finora. La conseguenza di questa ipotesi è, implicitamente, che i due mercati non sono integrati⁶³.

I coefficienti utilizzati per la funzione di domanda inversa sono quelli illustrati in Tabella 13 e Tabella 15, ignorando dunque l'effetto del reddito e il trend temporale. Poiché il prezzo sembra condizionato dalla produzione nel resto d'Italia e in Spagna, si ipotizzerà che gli sbarchi in queste due regioni siano costanti e pari alla media dell'ultimo periodo (baseline 2003-2008).

Rispetto al caso precedente di prezzi costanti il risultato di stato stazionario (per entrambi i modelli) è relativamente più benevolo per la flotta croata; la flotta italiana

⁶³ Dai risultati della funzione di domanda inversa era emerso che il prezzo in Italia non è condizionato dalla produzione croata. Questo elemento non sarebbe comunque sufficiente per stabilire la separazione dei mercati: potrebbe darsi il caso che il mercato italiano funzioni da mercato leader della regione, per cui il prezzo croato viene influenzato da quello italiano senza però essere a sua volta in grado di influenzarlo.

infatti ha meno possibilità di espandersi, poiché catture superiori vengono pagate sempre meno dal mercato; in tal modo gli stock possono essere sfruttati meglio dalle navi croate.

Nel modello di Gordon-Schaefer le catture totali di acciughe sono, ancora una volta, vicine al livello di MSY (42.940 tonnellate).

Tabella 28. Risultati di stato stazionario della simulazione 4: sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi italiani endogeni.

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	Equilibrio nel modello Gordon-Schaefer		Equilibrio nel Modello 2	
		Valore	Variazione	Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	7.571.112	+11%	7.048.910	+3%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	2.312.539	-66%	5.729.536	-16%
Catture acciughe – Italia (t.)	27.879	38.910	+40%	31.540	+13%
Catture acciughe – Croazia (t.)	9.622	4.031	-58%	11.256	+17%
Catture sardine – Italia (t.)	4.118	5.409	+31%	5.456	+32%
Catture sardine – Croazia (t.)	17.087	6.532	-62%	14.850	-13%
Ricavo Italia (.000 €)	46.171	53.751	+16%	50.044	+8%
Variazione stock acciughe	-	+8%		+18%	
Variazione stock sardine	-	+39%		+21%	

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie

6.3.5 Simulazione 5: gestione coordinata dello sforzo da parte di Italia e Croazia: soluzione statica

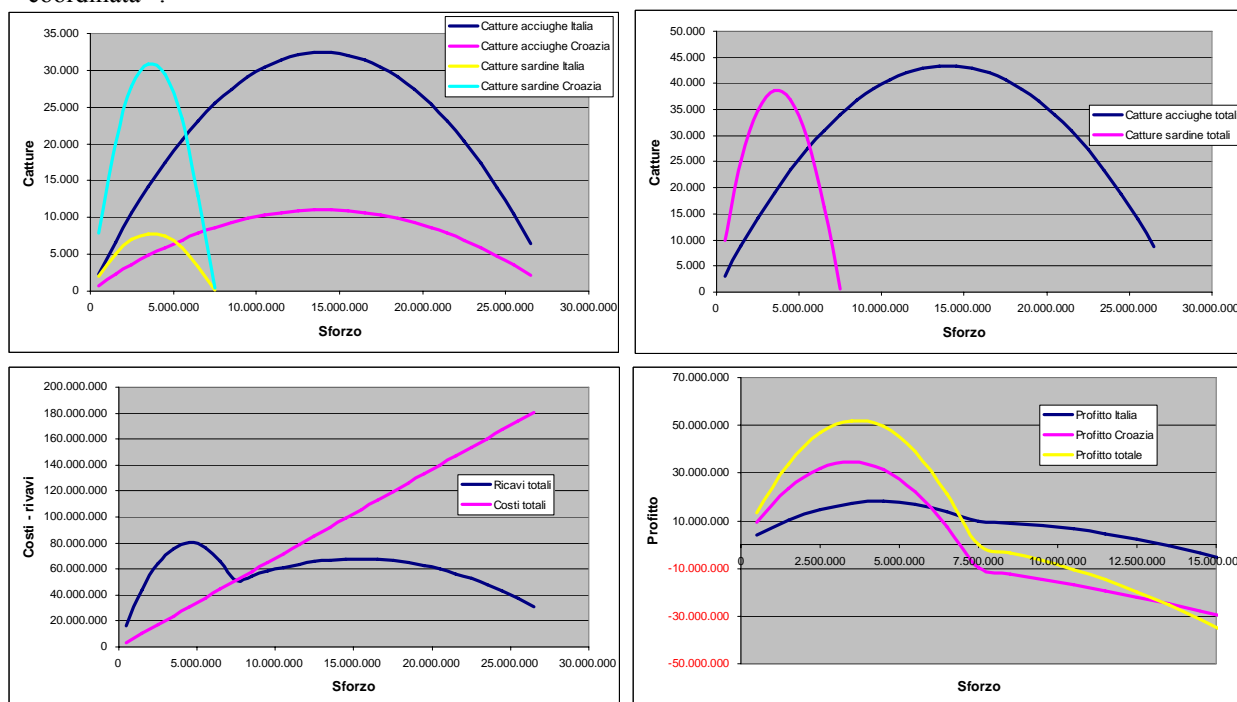
Trovare una soluzione cooperativa per consentire a Croazia e Italia di ottenere profitti alti e distribuiti secondo qualche concetto di giustizia o equità va oltre gli obiettivi di questa ricerca.

Un caso particolare di coordinamento si ha imponendo che la proporzione fra le due flotte debba rimanere costante, così come descritto nel paragrafo 4.5.4. Ciò corrisponderebbe alla situazione di una politica congiunta di Croazia e Italia che miri a ridurre (o ad aumentare) lo sforzo di pesca nell'Adriatico in maniera coordinata, evitando quindi un comportamento da *free rider*, dove un attore si avvantaggia degli sforzi compiuti dall'altro senza pagare per i vantaggi conseguiti.

Presi i dati del sistema così come li abbiamo descritti finora (i prezzi sono costanti, il costo per unità di sforzo è leggermente più basso in Croazia) e considerato il modello di Gordon-Schaefer a due specie e due flotte in proporzioni costanti (paragrafo 4.5.4), è possibile ottenere una soluzione analitica tanto del punto di equilibrio bioeconomico

quanto del punto di massimo rendimento economico (MEY). Le figure successive mostrano la rappresentazione grafica del problema.

Figura 22. Rappresentazione grafica del modello di Gordon-Schaefer con due specie e due flotte in gestione coordinata⁶⁴.



Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

In verità, in questo caso, ciò che definiamo equilibrio bieconomico è una situazione tutt'altro che equilibrata. Il modello infatti individua quel livello di sforzo (7.346.439 kW*gg) per cui il profitto totale delle flotte è uguale a zero, come se vi fosse un unico proprietario di tutta l'industria; d'altro canto, trattandosi di due flotte con caratteristiche tecniche ed economiche diverse, nel cosiddetto punto di equilibrio una delle due flotte (quella italiana) presenta ancora un profitto positivo, mentre l'altra (quella croata) ha un profitto negativo che è esattamente l'opposto della prima. Vi sarebbe dunque una pressione da parte degli imprenditori italiani ad aumentare lo sforzo mentre i croati si

⁶⁴ È interessante notare come i profitti croati siano molto più alti di quelli italiani a livelli bassi di sforzo, traendo vantaggio da stock alti di sardine. Al contrario, aumentando lo sforzo, lo stock di sardine è il primo a contrarsi così che il vantaggio per la Croazia si riduce rapidamente e la sua flotta passa a profitti negativi molto prima di quella italiana.

Si noti fra l'altro che il livello di sforzo totale (metà italiano e metà croato) per cui la flotta italiana ottiene profitto zero (13.362.456 kW*gg) corrisponde al punto di equilibrio della simulazione 2, dove si ipotizzava che la flotta croata avrebbe seguito proporzionalmente gli adeguamenti di quella italiana.

ritirerebbero dall'attività fino a raggiungere il vero punto di equilibrio di questo sistema, che è quello esposto precedentemente (simulazione 3, paragrafo 6.3.3) dove lo sforzo esercitato dall'Italia è molto superiore a quello croato e la flotta croata raggiunge l'equilibrio (profitto zero) con stock di sardine più alti.

D'altra parte, in questo esempio, è lecito immaginare che l'autorità di gestione congiunta preferirebbe fissare il livello di sforzo in maniera diversa, possibilmente in corrispondenza del MEY (3.673.220 kW*gg che, come prevedeva la teoria, è esattamente la metà dello sforzo in equilibrio bioeconomico). Ancora una volta va detto che il MEY di questo particolare coordinamento fra Italia e Croazia è quello che massimizza i profitti totali delle due flotte (in questo caso 52.088.000 euro), ma il grafico dimostra che la flotta croata si avvantaggerebbe di un'ulteriore riduzione mentre per la flotta italiana sarebbe vantaggioso aumentare, seppure di poco, lo sforzo.

Tabella 29. Punto di equilibrio bioeconomico e di MEY per il modello di Gordon-Schaefer con due specie e due flotte in gestione coordinata.

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	"Equilibrio" nel modello Gordon-Schaefer		MEY nel modello Gordon-Schaefer	
		Valore	Variazione	Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	3.673.220	-46%	1.836.610	-73%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	3.673.220	-46%	1.836.610	-73%
Catture acciughe – Italia (t.)	27.879	25.133	-10%	14.805	-47%
Catture acciughe – Croazia (t.)	9.622	8.525	-11%	5.022	-48%
Catture sardine – Italia (t.)	4.118	87	-98%	7.834	+90%
Catture sardine – Croazia (t.)	17.087	344	-98%	30.973	+81%
Profitto Italia (.000 €)	-1.205	9.732		17.525	
Profitto Croazia (.000 €)	0	-9.732		34.563	
Variazione stock acciughe	-	+44%		+70%	
Variazione stock sardine	-	-95%		+1041%	

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

Si confrontino però i risultati economici di questo MEY a sforzi proporzionali con l'equilibrio di Nash per il duopolio. Un accordo di collaborazione di questo tipo favorisce solo la Croazia che guadagna circa 15 milioni di euro rispetto all'equilibrio di Nash (esercitando poco più sforzo); al contrario l'Italia dovrebbe più che dimezzare il proprio sforzo di pesca e perderebbe 15 milioni di euro di profitto. Lo stesso profitto totale delle due flotte è, seppure di pochissimo, inferiore al profitto totale ottenuto con l'equilibrio di Nash. Con ciò appare chiaro come, date le condizioni del sistema, una soluzione bilaterale

di questo tipo (massimizzazione del profitto totale con sforzo ripartito omogeneamente) non verrebbe mai accettato dall'Italia.

È possibile risolvere analiticamente il caso della gestione coordinata anche con il Modello 2.

Si consideri che con il Modello 2, nel punto di equilibrio bioeconomico, vale la seguente equazione

$$\pi = g_a P_a + g_p P_p + mE - \left(\frac{c_i + c_j}{2} \right) E = 0 \quad (\text{Eq. 100})$$

Il profitto totale delle due flotte deve essere cioè uguale a zero; i ricavi sono dati dal prodotto delle catture delle due specie (che in equilibrio devono essere pari alla crescita costante g_a delle acciughe e g_p delle sardine) per i rispettivi prezzi, più un ricavo extra, dovuto alle catture secondarie, proporzionale allo sforzo esercitato (mE). I costi totali sono lineari rispetto allo sforzo: il costo per unità di sforzo è la media di quello delle due flotte. Da qui si ricava che lo sforzo (totale) in equilibrio risulta

$$E_{EBE} = - \frac{g_a P_a + g_p P_p}{m - \left(\frac{c_i + c_j}{2} \right)} \quad (\text{Eq. 101})$$

Poiché la cattura in equilibrio delle acciughe (discorso analogo va fatto per le sardine) è data dalla somma delle catture delle due flotte, cioè

$$g_a = q_i \left(\frac{E_{EBE}}{2} \right)^{\beta_1} B^{\beta_2} + q_j \left(\frac{E_{EBE}}{2} \right)^{\beta_1} B^{\beta_2} \quad (\text{Eq. 102})$$

la biomassa delle acciughe in equilibrio risulta

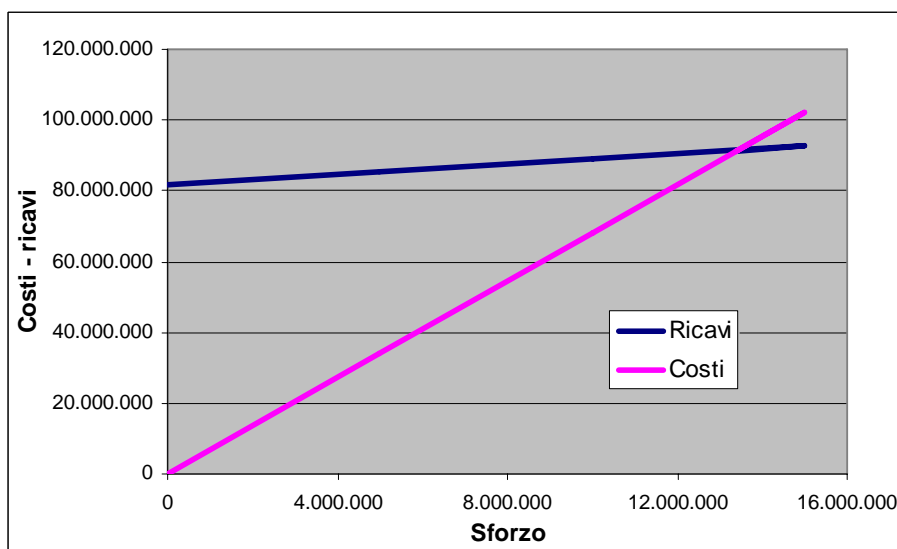
$$B_{EBE} = \left(\frac{g_a}{\left(\frac{E_{EBE}}{2} \right)^{\beta_1} (q_i + q_j)} \right)^{\frac{1}{\beta_2}} \quad (\text{Eq. 103})$$

e lo stesso vale per le sardine.

La Tabella 30 e la Figura 23 mostrano i risultati ottenuti. Anche in questo caso va specificato che il cosiddetto equilibrio è tutt'altro che tale poiché, sebbene il profitto totale sia zero, il profitto della flotta italiana è largamente positivo, mentre negativo è quello della Croazia.

Con il Modello 2 non ha senso parlare di MEY perché la peculiarità del modello di crescita prevede che è possibile ottenere le stesse catture sostenibili (g) anche con sforzo tendente a zero (e biomassa tendente a infinito); per cui il MEY si otterrebbe proprio con sforzo uguale a zero.

Figura 23. Rappresentazione grafica del Modello 2 con due specie e due flotte in gestione coordinata: ricavi e costi totali in equilibrio rispetto allo sforzo.



Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

Tabella 30. Punto di equilibrio bioeconomico per il Modello 2 con due specie e due flotte in gestione coordinata.

Dato	Situazione di partenza (<i>baseline</i>)	“Equilibrio” nel Modello 2	
		Valore	Variazione
Sforzo Italia (kW*gg)	6.830.611	6.695.870	-2%
Sforzo Croazia (kW*gg)	6.830.611	6.695.870	-2%
Catture acciughe – Italia (ton)	27.879	30.921	+11%
Catture acciughe – Croazia (ton)	9.622	11.875	+23%
Catture sardine – Italia (ton)	4.118	3.939	-4%
Catture sardine – Croazia (ton)	17.087	16.367	-4%
Profitto Italia (.000 €)	-1.205	2.912	
Profitto Croazia (.000 €)	0	-2.912	
Variazione stock acciughe	-		+17%
Variazione stock sardine	-		-42%

Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

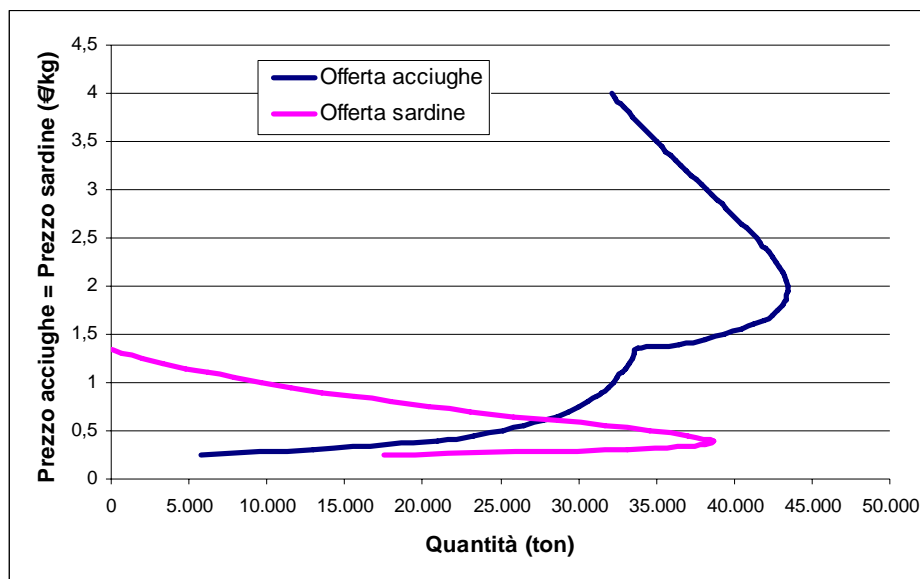
6.3.5.1 L’incrocio fra domanda e offerta nel caso della gestione coordinata con il modello Gordon-Schaefer

Nel paragrafo 4.5.4 si è visto come costruire la curva di offerta di lungo periodo nel caso di due specie e libero accesso alle risorse. Come esempio presenteremo i risultati per il modello Gordon-Schaefer nel caso, analizzato precedentemente, di una gestione coordinata fra Italia e Croazia secondo il presupposto di uno sforzo di pesca suddiviso a metà fra le due nazioni. Si ipotizza che i prezzi sono uguali sui due lati dell’Adriatico (mercati perfettamente integrati).

Mostreremo tre casi per evidenziare come le variazioni di prezzo possano incidere sull’equilibrio bioeconomico determinando la curva di offerta di lungo periodo. I tre casi sono: variazioni simultanee nel prezzo di acciughe e sardine (per semplicità si assumerà che il prezzo di acciughe e sardine sia uguale); prezzo delle sardine costante e variazioni nel prezzo delle acciughe; prezzo delle acciughe costante e variazioni di prezzo nelle sardine.

In Figura 24 sono mostrate le curve di offerta delle due specie nel primo caso, cioè con variazioni contemporanee nel prezzo delle acciughe e delle sardine (i due prezzi sono uguali). Lo stock di sardine si estingue (e le quantità catturate sono dunque zero) se il prezzo di entrambe le specie raggiunge 1,35 €/kg (ovvero poco sopra i livelli attuali). La forma spezzata della curva di offerta delle acciughe mostra come la cattura di queste sia condizionata anche dal prezzo e dalla pesca delle sardine: a prezzi bassi esse non verrebbero probabilmente pescate se non ci fossero stock e dunque catture di sardine ad aumentare i ricavi della flotta.

Figura 24. Curve di offerta per il modello Gordon-Schaefer; gestione coordinata; i prezzi delle due specie sono uguali.



Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

Analoghe considerazioni possono scaturire dal secondo caso, ipotizzando cioè costante il prezzo delle sardine (1,25 €/kg, media della baseline) e facendo variare solo il prezzo delle acciughe. L’offerta delle sardine rimane fortemente condizionata dal prezzo delle acciughe; prezzi più alti infatti rendono sostenibile un maggior uso di sforzo di pesca; a livelli crescenti di sforzo di pesca però lo stock di sardine si riduce e con un prezzo delle acciughe di 1,35 €/kg le sardine si estinguono.

In Figura 25 le curve di offerta di acciughe e sardine (rispetto al prezzo delle acciughe) sono disegnate insieme alla curva di domanda delle acciughe (stimata nel paragrafo 5.4⁶⁵). Ancora una volta si evidenzia come l’incrocio fra la domanda e l’offerta delle acciughe determini un prezzo che mette a repentaglio lo stock di sardine.

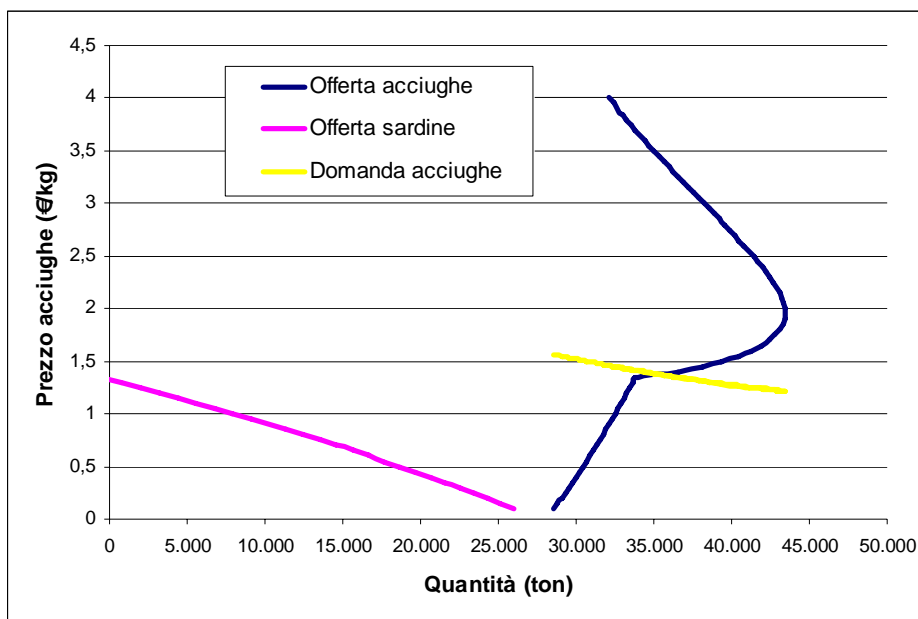
Molto particolare è infine il caso opposto al precedente, cioè quando si ipotizza il prezzo delle acciughe costante (1,31 €/kg) e si fa variare il prezzo delle sardine. In questa situazione (ovvero con un prezzo delle acciughe tanto alto) la curva di offerta delle sardine ha una pendenza assolutamente opposta a quella ordinaria, in altre parole compare solo il tratto superiore della cosiddetta “backward bending curve” (Figura 26). Ipotizzando un

⁶⁵ Si usano i coefficienti illustrati in Tabella 13, ipotizzando costanti le catture nel resto d’Italia e in Spagna. Solo le catture nella metà italiana dell’Adriatico contribuiscono alla formazione del prezzo; in questo caso si suppone che il prezzo in Croazia segua quello italiano per l’integrazione fra mercati.

prezzo zero si realizza comunque un certo quantitativo di catture, che potremmo definire involontarie, perché realizzate mentre la flotta è impegnata a pescare le acciughe; lo stock comunque è bassissimo perché lo sforzo di pesca è alto spinto dal buon prezzo delle acciughe. Se il prezzo delle sardine cresce la flotta ha l'incentivo ad ampliarsi, per cui lo stock si riduce ulteriormente e così le catture. Tuttavia anche con prezzi altissimi (superiori a 4 €/kg) lo stock non si estingue. La curva di domanda delle sardine illustra come il prezzo di equilibrio si innalzi per seguire il livello di produzione bassissimo.

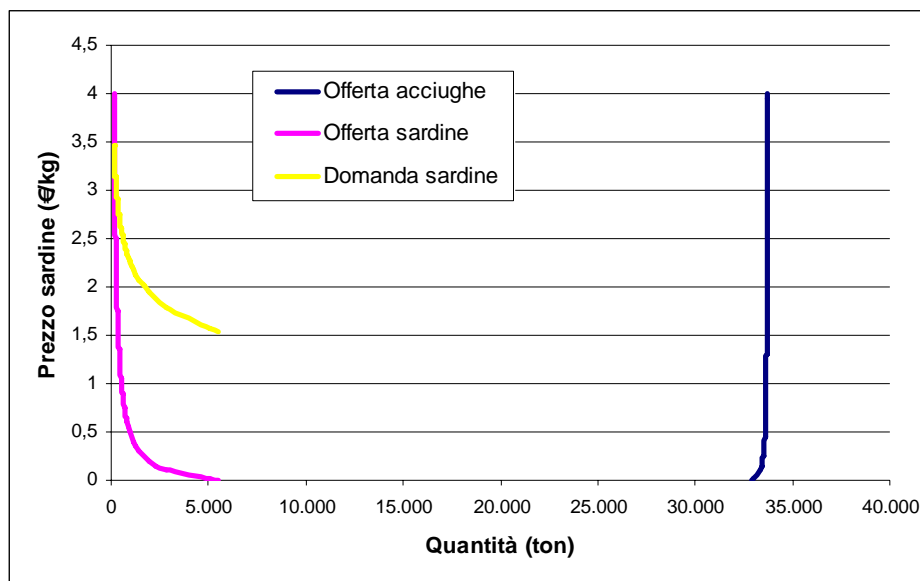
Paradossalmente (ma coerentemente con i presupposti del modello) si evidenzia come le catture (e la possibile estinzione delle sardine) siano più sensibili al prezzo delle acciughe che non a quello delle sardine stesse. La curva di offerta delle acciughe è al contrario estremamente rigida rispetto al prezzo delle sardine.

Figura 25. Curve di offerta per il modello Gordon-Schaefer; gestione coordinata; prezzo delle sardine costante.



Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

Figura 26. Curve di offerta per il modello Gordon-Schaefer; gestione coordinata; prezzo delle acciughe costante.



Fonte: Elaborazioni personali su fonti varie.

Per il Modello 2 non ha senso parlare di funzione di offerta infatti, per costruzione, l'offerta totale è rigida e costante sul livello g di crescita dei due stock. Il prezzo condiziona unicamente il livello di sforzo (Eq. 101) e di biomassa (Eq. 103) che garantiscono l'equilibrio bioeconomico⁶⁶ del sistema.

6.4 Considerazioni conclusive

Vale la pena ripetere che le simulazioni condotte in questo capitolo hanno solo scopo di esempio, mostrando come potrebbero essere utilizzati i due modelli proposti (Gordon-Schaefer e Modello 2) se si disponessero di informazioni adeguate e complete sul sistema bioeconomico della pesca dei piccoli pelagici nel Mar Adriatico.

Il livello di incertezza di molte informazioni e l'elevato numero di ipotesi impediscono di dare ai modelli un carattere normativo.

La lista degli elementi di incertezza è considerevolmente lunga e include fattori ambientali, biologici, tecnologici ed economici.

⁶⁶ Diversa ripartizione dell'offerta fra Italia e Croazia ci sarebbe ammettendo prezzi diversi sui due lati dell'Adriatico.

A livello ambientale è indispensabile sottolineare quanto importanti (sebbene poco conosciuti) per la crescita e riproduzione degli stock siano fattori quali la temperatura, la salinità, l'apporto di sostanze nutritive da parte dei fiumi. Tutti questi fattori sono in grado di cambiare nel corso del tempo ed influire in maniera significativa sullo sviluppo di acciughe e sardine. Le funzioni di crescita estremamente semplici usate nella modellizzazione cercano in qualche modo di ricostruire un comportamento *medio* degli stock che però può presentare una varianza molto elevata condizionando i risultati finali. Si prenda il caso del Modello 2, in cui la crescita è stata posta costante (g) e indipendente dallo stock; si è visto che data questa caratteristica lo stock di sardine non si estingue mai; d'altra parte se invece di considerare solo la media della crescita g (modello deterministico) considerassimo anche la sua varianza (modello stocastico), vi sarebbe una certa probabilità, più o meno alta, che lo stock si estingua per una serie ripetuta di *crescite* (reclutamento + sviluppo dei pesci adulti) inferiori alla media.

A livello biologico-ambientale un altro elemento andrebbe tenuto in conto e investigato meglio: nell'ultimo decennio mentre le catture di sardine in Italia diminuivano, in Croazia aumentavano; questa situazione potrebbe non dipendere esclusivamente dallo sforzo di pesca (probabilmente cresciuto in Croazia) ma da una diversa distribuzione (e forse uno spostamento) dello stock più vicino alle coste croate⁶⁷. In questo caso non sarebbe più lecito trasferire anche alla Croazia alcune delle previsioni negative (specie con il modello di Gordon-Schaefer) derivanti dai cattivi risultati (catture per unità di sforzo) della flotta italiana.

Per quanto riguarda gli aspetti tecnici ed economici si è già chiarito che i dati relativi alla flotta croata sono praticamente nulli e che le simulazioni si sono basate esclusivamente su ipotesi. Il prossimo ingresso della Croazia nell'Unione Europea dovrebbe favorire la pubblicazione e visibilità di queste informazioni.

⁶⁷ Tale del resto sarebbero le conclusioni da trarre analizzando gli ultimi rapporti del gruppo di lavoro di Adriamed per i piccoli pelagici, in cui appaiono anche i risultati dei primi ecosurvey in acque croate.

7. CONCLUSIONI

La ricerca ha evidenziato la complessità che c'è nello studio e definizione di un sistema bioeconomico, anche in condizioni relativamente semplici come quelle che caratterizzano la pesca dei piccoli pelagici nell'Adriatico. Le si è definite relativamente semplici perché ad esempio, rispetto alla pesca delle specie demersali, si ha a che fare con solo due specie (contro le decine dell'ambiente demersale) e due tecnologie di pesca (alla pesca demersale si dedicano i battelli a strascico e quelli definiti di "piccola pesca" che fanno uso in realtà di un complesso eterogeneo e variegato di attrezzi). Inoltre la risorsa è suddivisa solo fra due nazioni, quando in altri contesti le nazioni coinvolte possono essere più numerose e virtualmente infinite per la pesca negli oceani.

D'altra parte anche se la pesca dei pelagici è rivolta esclusivamente a due specie, le relazioni biologiche che determinano la crescita e lo sviluppo di questi stock coinvolgono tutte le specie presenti nel mare, da qui il crescente interesse per l'approccio ecosistemico nella formulazione dei modelli bioeconomici. Acciughe e sardine non possono essere separate da quanto accade ai loro predatori e alle loro prede (plancton), né si possono ignorare alcuni aspetti ambientali (temperatura, salinità) che condizionano in senso negativo o positivo lo sviluppo degli stock. Tali componenti ambientali potrebbero anche essere alla base di una differente distribuzione spaziale delle specie all'interno dell'Adriatico.

Infine va ricordato che la componente di modellistica biologica, cioè la funzione di crescita, usata in questa ricerca è estremamente elementare, considerando gli stock nel loro complesso, senza distinguere gli individui per classi di età come previsto in modelli più articolati.

È giusto sottolineare peraltro che neppure le ricerche, molto più sofisticate, condotte dai biologi sono giunte a risultati definitivi e comunemente accettati. Abbiamo visto che vi

sono differenze nella stima degli stock (soprattutto acciughe) e nell'impatto che la pesca ha su di essi.

Come se non fosse sufficiente la complessità del sistema biologico, la ricerca si è scontrata con una mancanza di informazioni tecniche ed economiche relativamente alla flotta croata. Gli unici dati che si dispongono in questo senso sono le catture, mentre non si è neppure certi di quante imbarcazioni si dedichino alla pesca dei pelagici, con quale intensità, e quali siano le loro caratteristiche (stazza, potenza del motore). Non è stato neppure possibile reperire informazioni sul prezzo di acciughe e sardine nei mercati croati e sui costi sostenuti dalla flotta.

Ciò ha in pratica impedito di stimare una funzione di produzione e una funzione di domanda per la flotta e il mercato croato, e non ha permesso di avere dati circa i risultati economici del settore. In altre parole mancano tutte le informazioni su un'intera metà del sistema in esame.

Stando così le cose non è stato possibile costruire un modello numerico che consenta di prevedere l'evoluzione del sistema, di simulare gli effetti di particolari interventi ed eventualmente di ottimizzare le politiche di gestione.

L'obiettivo è stato comunque portato a termine da un punto di vista teorico, sono state predisposte le equazioni e gli algoritmi che regolano il sistema ed alcune prove sono state condotte assumendo ipotesi il più possibile realistiche circa la situazione della pesca in Croazia.

Da quanto detto finora emerge che alcuni dei risultati ottenuti nel corso di questa ricerca, in particolare i risultati specifici del contesto italiano, possono essere considerati definitivi e soddisfacenti; altri, comprese tutte le simulazioni e discussioni, vanno intesi come un esercizio di ricostruire il sistema in assenza di informazioni, testando i risultati del modello teorico nella prospettiva futura di poter inserire dati affidabili e corretti.

Di seguito ripercorreremo i risultati salienti dello studio iniziando da quelli specifici del contesto italiano che possiamo ritenere definitivi.

7.1 I risultati per la flotta e il mercato italiano

Dopo aver spiegato come sono stati ricostruiti i dati della flotta italiana (adriatica) a partire da varie fonti, è stata stimata la funzione di produzione. I risultati di un primo modello econometrico in cui si usavano in maniera separata le componenti dello sforzo di pesca (numero di barche, potenza media, giorni in mare) non sono stati soddisfacenti, per cui si è preferita una formulazione in cui comparisse un unico indice di sforzo (potenza totale * giorni medi) insieme al dato di biomassa ottenuto dalle ricerche biologiche (con metodi acustici). La forma funzionale utilizzata è di tipo Cobb-Douglas. L'elasticità dell'effetto degli stock sulle catture è risultata inferiore a 1 sia per le acciughe che per le sardine (0,45 e 0,30 rispettivamente); questo è forse il risultato più interessante, confermando quanto suggerito dalla teoria per le specie gregarie (Clark, 1990), in quanto la pesca è condizionata meno che proporzionalmente dalla biomassa degli stock, facilitata dall'addensarsi dei pesci in grossi banchi individuabili con le moderne apparecchiature (ecoscandaglio). D'altra parte, per quanto bassa l'elasticità è superiore a zero e statisticamente significativa, per cui verrebbero confutate le ipotesi utilizzate in precedenti studi sulla funzione di produzione dei pelagici nell'Adriatico (Placenti *et al.*, 2005b), dove si assumeva che, per il comportamento gregario, il livello degli stock poteva essere ritenuto ininfluenza.

Il confronto fra le due specie mostra che le sardine sono molto più sensibili all'indice di sforzo che non le acciughe (coefficiente di 2 contro 0,35). Questo potrebbe indicare che quando c'è poca competizione fra imbarcazioni tutti si concentrano sulle acciughe (più pregiate in Italia), mentre quando la competizione aumenta bisogna adeguarsi a catturare anche le sardine. Un indizio in questo senso viene anche dal valore della costante (che rappresenta la tecnologia) estremamente più basso per le sardine (-27 contro -1): in altre parole la tecnologia-strategia della flotta comporta scelte che favoriscono la cattura delle acciughe.

Il progresso tecnologico non sembra significativo.

Per quanto riguarda la stima della funzione di domanda si è fatto uso di un modello di domanda inverso, in forma Cobb-Douglas, per singole equazioni. Nonostante in letteratura si trovino critiche a questo approccio vi sono anche considerazioni che lo giustificano

quando l'obiettivo della ricerca è lo studio della domanda di un singolo prodotto (due in questo caso).

L'uso di un test per la simultaneità (test di Durbin-Wu-Hausman; Verbeek, 2006) ha permesso di non rifiutare l'ipotesi di esogeneità delle catture; in altre parole sembra lecito ammettere che le catture avvengono in maniera indipendente dai prezzi, condizionate dai cicli ecologici, dalla meteorologia, dalle restrizioni legislative, e che la relazione causa-effetto proceda dunque dalle catture verso i prezzi.

La formulazione del modello, attraverso l'inclusione della produzione in diverse aree geografiche che si potrebbero ritenere integrate fra loro dal punto di vista della domanda (Croazia, Italia adriatica, resto d'Italia, Spagna), ha voluto investigare l'estensione del mercato. I risultati mostrano che i prezzi registrati nei mercati dell'Italia adriatica sono senz'altro condizionati dalla produzione locale (coefficiente di flessibilità -0,60 e -0,22 per acciughe e sardine rispettivamente); le catture in Spagna e nel resto d'Italia potrebbero anch'esse influenzare il prezzo dei mercati adriatici, ma c'è il sospetto che i risultati siano influenzati dalla non stazionarietà delle serie storiche. Un modello nelle differenze dei logaritmi (che risolve il problema della stazionarietà) confermerebbe che la produzione locale è l'unica ad essere certamente significativa da un punto di vista statistico.

7.2 La funzione di crescita degli stock

Date le diversità di opinione dei biologi circa il reale peso delle catture sul livello degli stock, e dati i risultati non perfettamente omogenei (soprattutto per le acciughe) ottenuti con diverse metodologie di indagine (VPA ed ecosurvey) per la stima degli stock stessi, la ricerca ha investigato due vie alternative per stimare una funzione di crescita da includere nel modello bioeconomico.

In entrambi i casi si è valutata la possibilità di ottenere una funzione prettamente deterministica fra livello degli stock e crescita, nell'ambito dei cosiddetti modelli globali (senza considerare cioè l'età degli individui).

Nel primo caso ci si è affidati ai dati di biomassa ottenuti da CNR-ISMAR con metodi acustici. Utilizzando una semplice tecnica di regressione si è concluso che i dati non permettono di individuare nessuna relazione deterministica fra stock e crescita che sia

statisticamente significativa⁶⁸. La crescita dello stock sembra dunque un processo stocastico che varia attorno una media. Va detto che i dati di CNR-ISMAR si riferiscono esclusivamente alla metà italiana dell'Adriatico, per cui la procedura può essere negativamente influenzata dal non aver considerato gli stock nella loro completezza.

La seconda metodologia⁶⁹ ignora i dati di biomassa ottenuti da altre fonti e, partendo dai dati di catture e sforzo, impone al sistema una stretta relazione deterministica secondo il modello di Schaefer. Con questo metodo anche la funzione di produzione è imposta con una relazione lineare fra sforzo e catture. I risultati da un punto di vista statistico sono positivi; il modello conferma che il livello degli stock di acciughe è ottimo e le catture prossime al punto di Massimo Rendimento Sostenibile (MSY); gli stock di sardine sono al contrario ai minimi storici e il modello prevede che, dati i livelli di sforzo e catture per unità di sforzo, siano destinati a diminuire ulteriormente. Quest'ultimo elemento è discutibile e fa sorgere diversi dubbi sulla completa affidabilità del modello per le sardine; il fatto di non poter considerare lo sforzo e le catture per unità di sforzo ottenute in Croazia può risultare fuorviante se, come si sospetta, gli stock non sono uniformemente distribuiti sui due lati del mare.

7.3 Il modello bioeconomico e le simulazioni

La costruzione del modello bioeconomico, come detto, è solo dimostrativa per alcune incertezze sulle funzioni di crescita ma soprattutto per la completa mancanza di dati sulla flotta croata. In ogni caso, anche considerando solo i dati sugli sbarchi, appare subito evidente che la flotta croata risulta più efficiente nella cattura delle sardine e meno efficiente in quella delle acciughe. Ciò può essere dovuto in varia misura a differenze nelle tecniche di pesca (in Croazia si privilegia la circuizione, in Italia il traino) e alla distribuzione geografica degli stock.

Partendo dall'analisi del conto economico della flotta pelagica italiana, per la quale i profitti sono praticamente intorno allo zero, si è scelto di utilizzare ipotesi che pongano la flotta croata in una situazione simile.

⁶⁸ Per le sardine parzialmente significativi sono stati i risultati della relazione di Lotka e Volterra (competizione interspecifica).

⁶⁹ Viene utilizzata una tecnica di minimizzazione numerica non lineare, una versione del metodo del simplesso.

Sulla base delle due funzioni di crescita considerate sopra, due modelli bioeconomici alternativi sono stati costruiti: il primo corrisponde al modello Gordon-Schaefer in cui i parametri vengono stimati a partire dai dati di sforzo e catture, il secondo (Modello 2) utilizza invece una crescita costante e la funzione di produzione Cobb-Douglas descritta in precedenza.

Si sono valutati gli aspetti dinamici e statici del sistema.

Diverse alternative della situazione in Croazia sono state ipotizzate per mostrare il funzionamento dei modelli. In generale il modello Gordon-Schaefer fornisce risultati molto severi per la Croazia e una correzione andrebbe apportata. Il modello infatti considera negativamente la possibilità dello stock di sardine di riprendersi o anche solo conservarsi; poiché le sardine sono la principale fonte di reddito per la flotta croata, questa è destinata a ridursi per trovare un equilibrio con lo stock. Il fatto di aver stimato tutte le funzioni senza conoscere i dati della Croazia e le scarse informazioni sulla distribuzione geografica degli stock sono probabilmente alla base di tale risultato.

A prescindere dai risultati dello stato stazionario, la simulazione dinamica ha mostrato che l'equilibrio potrebbe essere raggiunto in un numero lunghissimo di anni, o addirittura mai: il sistema potrebbe alternarsi in eterno favorendo per lunghi periodi la flotta italiana e successivamente quella croata, mentre contemporaneamente si verificano oscillazioni negli stock delle due specie.

Sempre tenendo conto che si tratta di una simulazione con dati provvisori, si è mostrato numericamente che una condizione di duopolio fra Italia e Croazia è benefica tanto rispetto alla situazione attuale quanto alla situazione di equilibrio ottenibile con il libero accesso alle risorse. Per duopolio intendiamo una situazione in cui i due attori attuano politiche di gestione volte alla massimizzazione del profitto interno, adottando comportamenti strategici rispetto alle azioni del rivale. Si tratta in pratica di una situazione non cooperativa facilmente risolvibile trovando l'equilibrio di Nash. In tale punto i profitti di entrambe le flotte sarebbero nettamente superiori a quelli attuali e a quelli dell'equilibrio bioeconomico (dove per definizione sono uguali a zero).

Allo stesso modo si è proceduto per mostrare i risultati di una possibile soluzione cooperativa basata su una distribuzione uniforme dello sforzo di pesca fra le due nazioni. Si è visto che tale soluzione non è adottabile in quanto per uno dei due giocatori (l'Italia) la situazione di equilibrio nel duopolio risulta più vantaggiosa.

7.4 Considerazioni conclusive

La metodologia e il modello, come visto, possono essere certamente soggetti a miglioramenti.

Il prossimo ingresso della Croazia nell'Unione Europea rappresenta un'opportunità per lo sviluppo di modelli bioeconomici di supporto alla gestione della pesca adriatica. Da una parte, con l'adesione alle normative e ai protocolli comunitari, la Croazia dovrà essere in grado di fornire maggiori informazioni statistiche riguardo la propria flotta. Dall'altro, accettando le linee della Politica Comune della Pesca (PCP), dovrebbero aumentare gli stimoli per una gestione condivisa delle risorse fra Italia e Croazia (a cui va naturalmente aggiunta la Slovenia e, se si considera anche il Basso Adriatico, la Bosnia Erzegovina e l'Albania).

Naturalmente la complessità dell'ambiente marino e di quello economico richiedono una maggior collaborazione fra biologi ed economisti. I biologi tendono spesso a produrre elaborazioni che non tengono completamente conto degli obiettivi privati e pubblici degli attori coinvolti; d'altra parte gli economisti usano con frequenza modelli biologici troppo semplificati e quindi poco realistici. Solo una completa integrazione delle due discipline sembra in grado di garantire la realizzazione di strumenti che siano utili al decisore per valutare tutti gli elementi ed obiettivi in gioco, siano essi di natura ambientale, biologica, economica, sociale o amministrativa.

APPENDICE I: Dettagli sulla stima della funzione di crescita

Per la stima della funzione di crescita si sono utilizzati i valori di biomassa ottenuti da ISMAR con metodi acustici (ecosurvey) e VPA. I survey acustici valutano la consistenza degli stock di acciughe e sardine nel mese di settembre di ogni anno (alcuni anni sono mancanti e sono stati in questa sede ricostruiti per interpolazione lineare). I valori di VPA vanno intesi come medie dell'anno di riferimento. Dato il diverso ciclo biologico di acciughe e sardine (le prime si riproducono principalmente tra aprile ed ottobre, con picco in giugno – luglio, Regner, 1996; le seconde prevalentemente da settembre a maggio, con picco in inverno, Gramitto, 2005) la VPA è calibrata per stimare i valori medi di biomassa per due periodi temporali diversi: nel caso delle sardine si tratta di un normale anno solare mentre per le acciughe si tratta di un anno con inizio il primo giugno e termine il 31 maggio.

Per questa ragione il calcolo della variazione di biomassa secondo l'espressione $G_t = (B_{t+1} - B_t) + Y_t$ ha richiesto un diverso trattamento dei dati, poiché B_t deve rappresentare la biomassa all'**inizio** dell'anno (primo gennaio), mentre B_{t+1} quella all'inizio dell'anno seguente.

Da quanto detto si è deciso di considerare:

Per i dati di ecosurvey (sia acciughe che sardine)

- B_t : la media dell'anno in esame t e dell'anno precedente ($t-1$)
- B_{t+1} : la media dell'anno in esame t e dell'anno successivo ($t+1$)

Per i dati VPA delle sardine

- B_t : la media dell'anno in esame t e dell'anno precedente ($t-1$)
- B_{t+1} : la media dell'anno in esame t e dell'anno successivo ($t+1$)

Per i dati VPA delle acciughe

- B_t : il valore di biomassa riferito al periodo dal 1 giugno dell'anno precedente ($t-1$) al 31 maggio dell'anno in esame (t)
- B_{t+1} : il valore di biomassa riferito al periodo dal 1 giugno dell'anno in esame (t) al 31 maggio dell'anno successivo ($t+1$)

Nessuna funzione di crescita si adatta ai dati disponibili. La seguente tabella mostra i coefficienti stimati utilizzando la relazione di logistica di Verhulst (1838) usata nel modello di Schaefer. Sebbene il modello di regressione fornisca risultati (r e K) realistici, la capacità esplicativa del modello è molto bassa e la probabilità che il valore dei coefficienti stimati sia zero è molto alta.

Specie – Dati di origine	Coefficienti ottenuti con OLS*		R quadro centrato*	P value della Statistica F**	Coefficienti della relazione di Verhulst	
	Biomassa	Biomassa ²			K	r
Acciughe - ES	0,592940	-1,55215E-06	0,00132	0,575	382.012	0,5929
Acciughe - VPA	0,466363	-1,60658E-06	0,06234	0,365	290.306	0,4664
Sardine - ES	0,516509	-9,32984E-07	0,09015	0,241	553.610	0,5165
Sardine - VPA	0,0909018	-2,57032E-08	0,07727	0,324	3.536.595	0,09

* I coefficienti del OLS e l'R quadro centrato si riferiscono alla stima senza intercetta.

** La statistica F, che tutti i coefficienti valgono 0, si riferisce alla stima con intercetta.

Poco migliore, nel caso delle sardine, risulta la stima dei coefficienti secondo la relazione di Lotka e Volterra, aggiungendo cioè all'equazione logistica il prodotto della biomassa delle due specie. La seguente tabella mostra come per le sardine (usando dati di ecosurvey) il P value della statistica F sia inferiore a 0,01 e la variabilità spiegata dal modello sia intorno al 30%.

Specie – Dati di origine	Coefficienti ottenuti con OLS*			R quadro centrato *	P value della Statistica F**	Coefficienti della relazione di Verhulst	
	Biomassa	Biomassa ²	B_acc*B_sar			K	r
Acciughe - ES	0,915112	-2,28973E-06	-7,45496E-07	0,04424	0,502	399.659	0,9151
Sardine - ES	0,887985	-8,79878E-07	-2,70699E-06	0,29189	0,00682	1.009.214	0,8880

* I coefficienti del OLS e l'R quadro centrato si riferiscono alla stima senza intercetta.

** La statistica F, che tutti i coefficienti valgono 0, si riferisce alla stima con intercetta.

APPENDICE II: Esempi dei grafici ottenuto con il CEDA

In questa sezione vengono presentati alcuni esempi dei grafici ottenuti con il software CEDA utili per la scelta e l'interpretazione del modello Schaefer applicato alle acciughe della GSA 17. Tutti i grafici si riferiscono al modello che fa uso dello sforzo di pesca classico, non includente il fattore di progresso tecnologico.

Grafico delle catture (italiane) attese e osservate

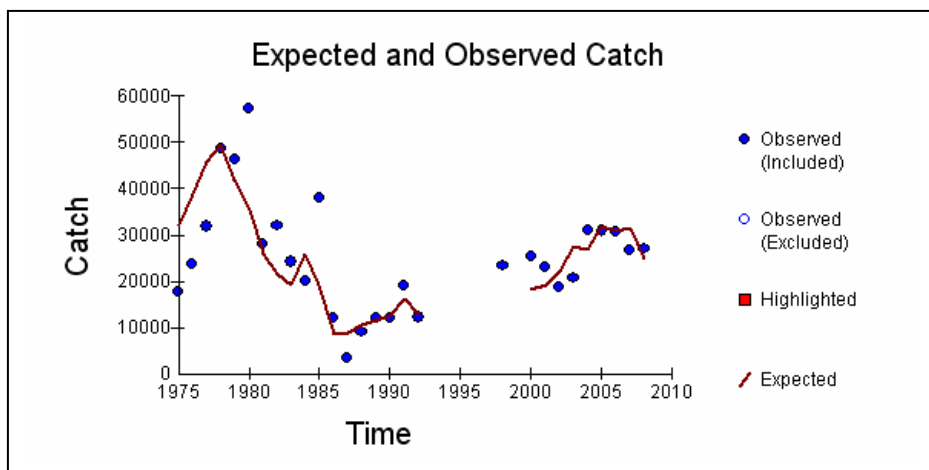


Grafico della CPUE attesa e osservata

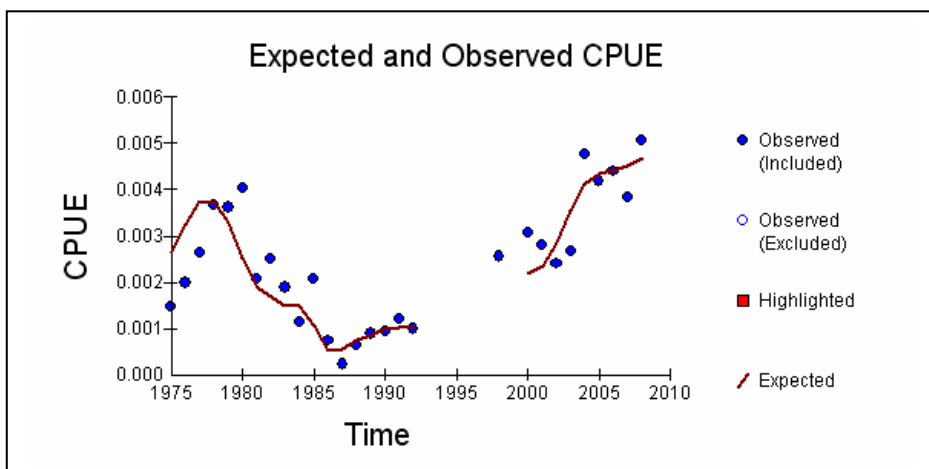


Grafico dei residui delle catture rispetto al tempo

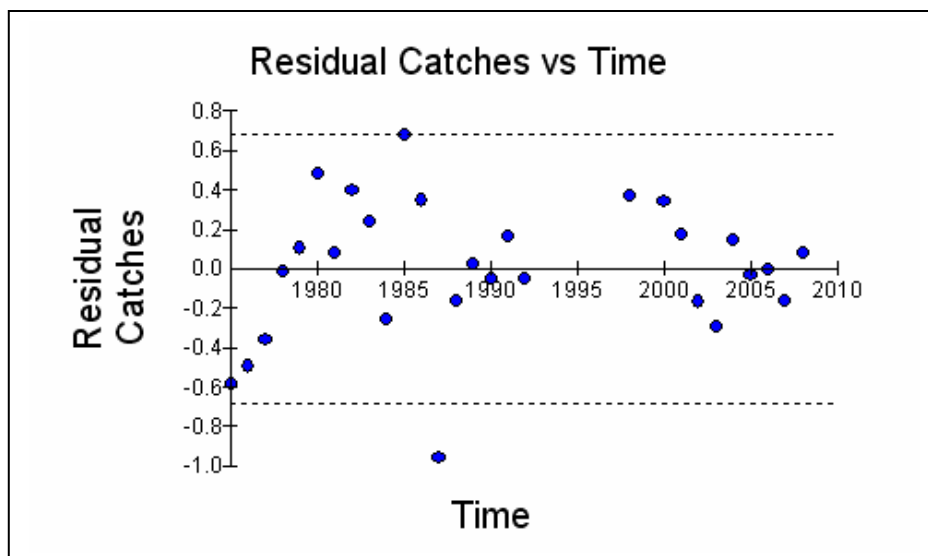


Grafico del residuo delle catture rispetto alle catture attese

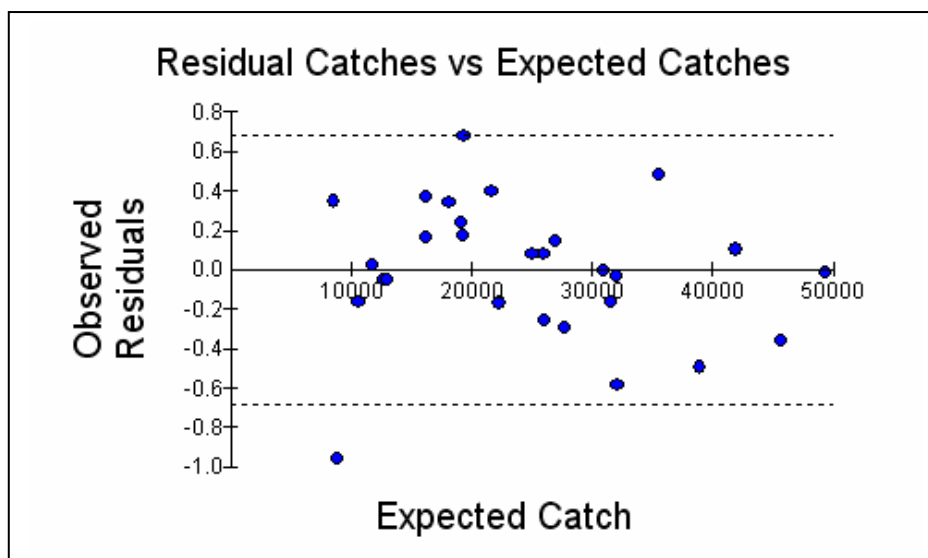
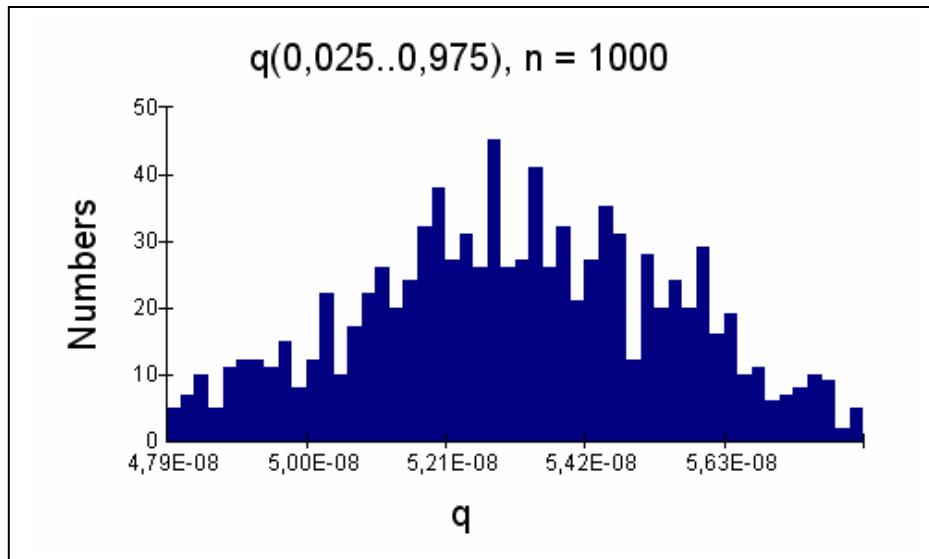


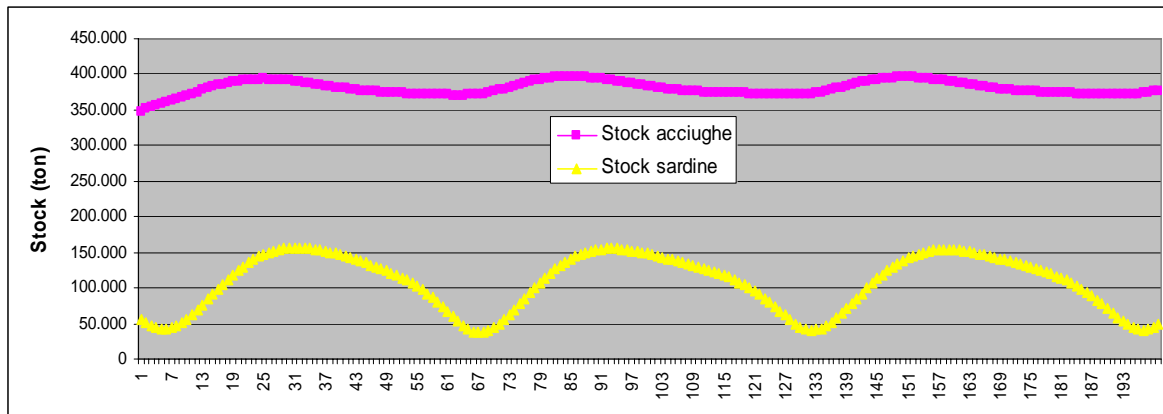
Grafico del bootstrapping per gli intervalli di confidenza del parametro q



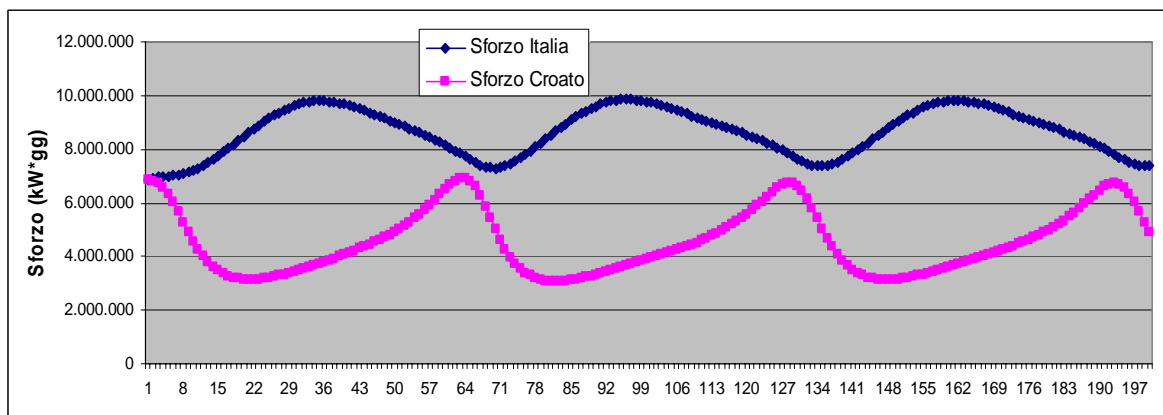
APPENDICE III: Esempio di simulazione dinamica

I seguenti grafici sono relativi alla simulazione numero 3 del Modello 2 (sforzo croato indipendente da quello italiano, prezzi costanti; vedi paragrafo 6.3.3), utilizzando $\varphi=0,12$, su un intervallo di 200 anni.

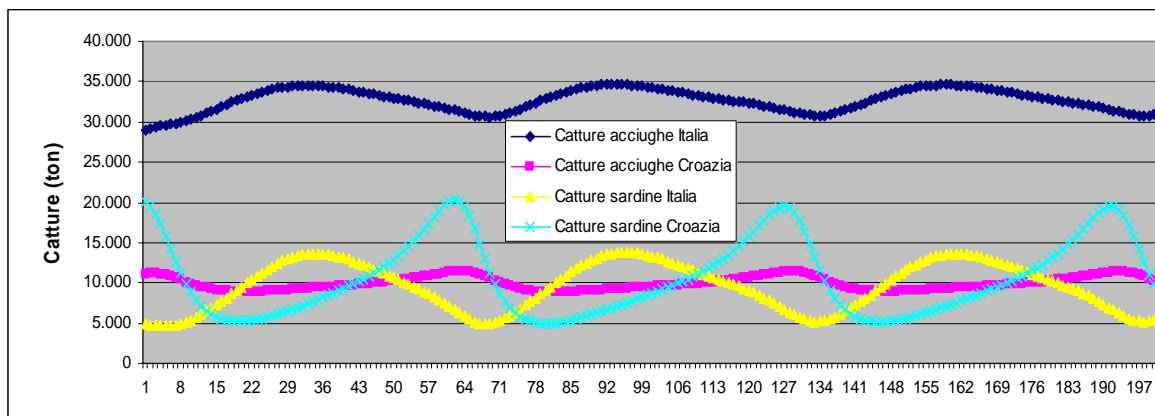
Livello degli stock di acciughe e sardine



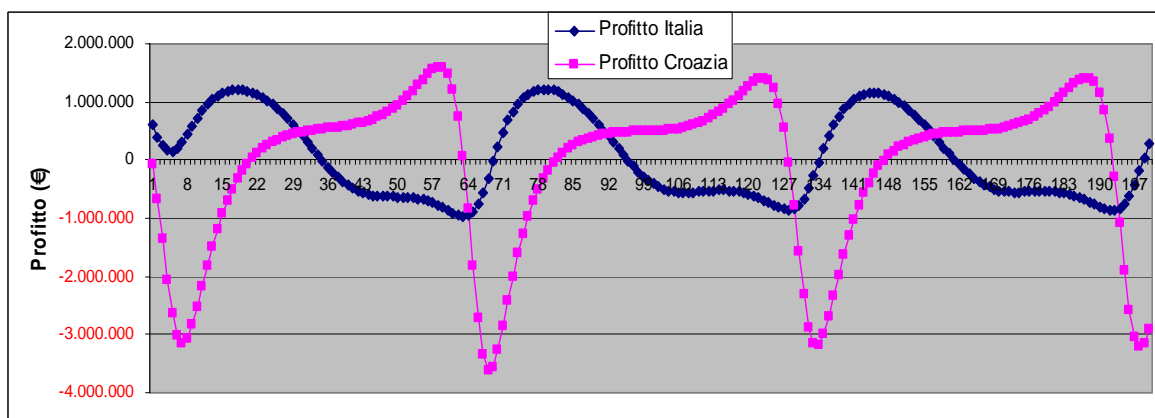
Livello dello sforzo di pesca in Italia e Croazia



Livello di catture di acciughe e sardine in Italia e Croazia



Livello del profitto delle flotte di Italia e Croazia



BIBLIOGRAFIA

- AdriaMed (2004). Adriatic Sea operational units: first identification and listing. Paper presented in occasion of the 7th Session of the GFCM Scientific Advisory Committee (Rome, 19-22 October 2004). FAO-MiPAF scientific cooperation to support responsible fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA.
- Agostini, V. and Bakun, A., (2002). “Ocean triads” in the Mediterranean Sea: physical mechanisms potentially structuring reproductive habitat suitability (with example application to European anchovy, *Engraulis encrasicolus*). *Fisheries Oceanography* 11 (3), 129–142.
- Andersen, J. L. (1999). Fishing effort: A review of the basic biological and economic approaches. Paper presented at the XIth Annual Conference of the European Association of Fisheries Economists. Dublin 6th – 10th April 1999.
- Andersen, P. and Sutinen, J. G. (1984). Stochastic Bioeconomics: A Review of Basic Methods and Results. *Marine Resource Economics* 1 (2): 117-136.
- Antonelli, G., Bischi, G.I. and Viganò, E. (2005). *La Sostenibilità nel Settore della Pesca*. Milano, Italia: Franco Angeli.
- Armington, P. (1969). A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production. *International Monetary Fund Staff Papers* 16: 159-78. Washington D.C. USA.
- Asche, F. and Hannesson, R. (2002). Allocation of Fish Between Markets and Product Forms. *Marine Resource Economics* 17: 225–238.
- Asche, F., Bjørndal, T. and Gordon, D.V. (2005). Demand Structure for Fish. SNF Working Paper No. 35/05. Bergen, Norway: Institute for Research in Economics and Business Administration.

- Asche, F., Gordon, D. V., and Hannesson, R. (2004). Tests For Market Integration and the Law of One Price: The Market For Whitefish in France. *Marine Resource Economics* 19: 195–210.
- AZTI-Tecnalia, CEFAS, DTU-Aqua, FOI, Wageningen IMARES, IREPA and LEI (2009). Survey of existing bioeconomic models (SI2.507729). In Final Report: Studies and Pilot Projects for Carrying Out the Common Fisheries Policy No FISH/2007/07.
- Azzali, M. (2002). Valutazione acustica della biomassa, distribuzione e struttura delle popolazioni pelagiche in Adriatico, in relazione con i dati ambientali ricavati da satellite. MIPAF final report: 118.
- Azzali, M., De Felice, A., Luna, M., Cosimi, G. and Parmiggiani F (2002). The state of the Adriatic Sea centered on the small pelagic fish populations. *PSZN: Marine Ecology* 23 (Suppl 1): 78–91.
- Azzali, M., Leonori, I. and De Felice, A. (2007). Fluttuazioni spazio temporali della biomassa dei piccoli pelagici nel Mare Adriatico in relazione ai cambiamenti climatici. *Clima e Cambiamenti Climatici: le attività di ricerca del CNR.* (eds B. Carli, G. Cavarretta, M. Colacino & S. Fuzzi), Consiglio Nazionale delle Ricerche. Roma. 547-550.
- Barten, A. P. (1977). The Systems of Consumer Demand Functions Approach: a Review. *Econometrica* 45: 23-51
- Barten, A. P. and Bettendorf, L.J. (1989). Price Formation of Fish—An Application of an Inverse Demand System. *European Economic Review* 33: 1509–25.
- Beverton, R. J. H. and Holt, S. J. (1957). *On the dynamics of exploited fish populations.* Chapman e Hall, Londra.
- Bjørndal, T. (1989). Production In A Schooling Fishery: The Case Of The North Sea herring fishery. *Land Economics* 65: 49-56.
- Bjørndal, T. and Conrad, J. M. (1987a). The Dynamics of an Open Access Fishery. *The Canadian Journal of Economics* 20 (1): 74-85.
- Bjørndal, T. and Conrad, J. M. (1987b). Capital Dynamics in the North Sea Herring Fishery. *Marine Resource Economics* 4: 63-74.
- Bombace, G. (1992). Fisheries of the Adriatic Sea. In: G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli and R. Rossi (Eds.). *Marine Eutrophication and Population Dynamics.* 25th European Marine Biology Symposium. Ed.: Olsen and Olsen, Fredensborg: 379–389.

- Bose, S. (2004). An Empirical Investigation of Price-quantity Relations of the Quota Species of Australia's South East Fishery. *Marine Resource Economics* 19: 161–172.
- Byron, R. P. (1970). A Simple Method for Estimating Demand Systems Under Separable Utility Assumptions. *The Review of Economic Studies* 37 (2): 261-274
- Chae, D-R. and Pascoe, S. (2005). Use of simple bioeconomic models to estimate optimal effort levels in the Korean coastal flounder fisheries. *Aquatic Living Resources* 18: 93–101.
- Chambers, R. G. (1988). *Applied production analysis*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Chavez, F. P., Ryan, J., Lluch-Cota, S. E. and Ñiquen C. M. (2003). From Anchovies to Sardines and Back: Multidecadal Change in the Pacific Ocean. *Science* 299: 217-221.
- Cingolani, N., Giannetti, G. G. and Arneri, E. (1996). Anchovy fisheries in the Adriatic Sea. *Scientia Marina* 60 (Suppl. 2), 269–277.
- Cingolani, N., Kariš, T., Sinovčić, G. and Kapedani, E. (2003a). Anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) stock assessment in the Adriatic Sea: 1975-2002. Paper presented at the GFCMSAC Working Group on Small Pelagic Species (Tangier, 12th-14th March 2003). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-09. *AdriaMed Occasional Papers* 9: 12 pp. Available from the World Wide Web at <http://www.faoadriamed.org/pdf/OP-09.zip>
- Cingolani, N., Kariš, T., Sinovčić, G. and Kapedani, E. (2003b). Sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) stock assessment in the Adriatic Sea: 1975-2002. Paper presented at the GFCMSAC Working Group on Small Pelagic Species (Tangier, 12th-14th March 2003). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-10. *AdriaMed Occasional Papers* 10: 11 pp. Available from the World Wide Web at <http://www.faoadriamed.org/pdf/OP-10.zip>
- Cingolani, N., Santojanni, A., Arneri, E., Berlardinelli, A., Colella, S., Donato, F., Giannetti, G., Sinovic, G. and Zorica, B. (2004a). Anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) stock assessment in the Adriatic Sea: 1975-2003. Paper presented at the GFCMSAC Working Group on Small Pelagic Species (Malaga, 6th-7th May 2004). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-14. *AdriaMed Occasional Papers* 14: 10 pp. Available from the World Wide Web at <http://www.faoadriamed.org/pdf/OP-14.zip>

- Cingolani, N., Santojanni, A., Arneri, E., Berlardinelli, A., Colella, S., Donato, F., Giannetti, G., Sinovic, G. and Zorica, B. (2004b). Sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) stock assessment in the Adriatic Sea: 1975-2003. Paper presented at the GFCM-SAC Working Group on Small Pelagic Species (Malaga, 6th-7th May 2004). FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/OP-13. *AdriaMed Occasional Papers* 13: 09 pp. Available from the World Wide Web at <http://www.faoadriamed.org/pdf/OP-13.zip>
- Clark, C. W. (1990). *Mathematical bioeconomics*. New York, USA: Willey Interscience Publication.
- Clarke, R. P, Yoshimoto, S. S, and Pooley, S. G. (1992). A bioeconomic analysis of the Northwestern Hawaiian Islands lobster fishery. *Marine Resource Economics* 7: 115–140.
- Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3.
- Coll, M., Santojanni, A., Arneri, E., Palomera, I. and Tudela, S. (2007) An ecosystem model of the northern and central Adriatic Sea: analysis of ecosystem structure and fishing impacts. *Journal of Marine Systems* 67:119–154.
- Copes, P. (1970). The backward-bending supply curve of the fishing industry. *Scottish Journal of Political Economy* 17 (1): 69-77.
- Coppola, G. and Placenti, V. (2005). Bio-economic Model for fisheries: a survey (1). Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Deaton, A. S. and Muellbauer, J. (1980). *Economics and consumer behavior*. New York, USA: Cambridge University Press.
- Del Valle, I., Astorkiza, I. and Astorkiza, K. (2000). Analyzing Substitution Possibilities between Inputs Comprising Fishing Effort. Paper presented at the 12th biannual conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade. Esbjerg, Denmark.
- Del Valle, I., Astorkiza, I. and Astorkiza, K. (2001). Is the Current Regulation of the VIII Division European Anchovy Optimal? *Environmental and Resource Economics* 19: 53–72.
- Edwards, M. (2000). The administration of fisheries managed by property rights. In Use of property rights in fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper No. 404/1*. Roma, Italia: FAO.

- Kolding, J. and Ubal Giordano, W. (2002). Lecture notes. Report of the AdriaMed Training Course on Fish Population Dynamics and Stock Assessment. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. GCP/RER/010/ITA/TD-08. AdriaMed Technical Documents 8: 143 pp.
- Eide, A., Skjold, F., Olsen, F. and Flaaten, O. (2003). Harvest functions: the Norwegian bottom trawl cod fisheries. *Marine Resource Economics* 18: 81–93.
- Fonda Umani, S. (1996). Pelagic production and biomass in the Adriatic Sea. *Scientia Marina* 60 (Supl.2): 65-77.
- Fox, W. W. (1970). An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Transactions of the American Fisheries Society* 99: 80-88
- Gordon, D. V., Salvanes, K. G. and Atkins, F. (1993). A Fish Is a Fish Is a Fish: Testing for Market Linkage on the Paris Fish Market. *Marine Resource Economics* 8: 331–43.
- Gordon, H. S. (1954). The economics of a common property resource: the fishery, *The Journal of Political Economy* 62: 124-142.
- Gramitto, M. E. (2005). La gestione della pesca marittima in Italia. Fondamenti tecnico-biologici e normativa vigente. II Edizione aggiornata. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Monografie Scientifiche. 319 pp.
- Grbec, B., Duličić, J. and Morović, M. (2002). Long-term changes in landings of small pelagic fish in the eastern Adriatic—possible influence of climate oscillations over the Northern Hemisphere. *Climate Research* 20: 241-252.
- Haraldsson, G. Ó. and Árnason, R. (2005). Bio-economic models: a survey (2): Bio-economic Management Models for the North-Atlantic: An Overview. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243–1248
- Hoggart, D. D. *et al.* (2006). Stock assessment for fishery management. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 487. Roma, Italia: FAO.
- Huang, D. S. and Lee, C.V. (1976). Toward a general model of fishery production. *Southern Economic Journal* 43 (1): 846-854.
- Jaffry, S., Taylor, G. and Pascoe, S. (2005). An Inverse Demand System for Fish Species in Spain. Working Paper. No. 2. Portsmouth, UK: CEMARE University of Portsmouth.

- Klanjšček, J. and Legović, T. (2007). Is anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) overfished in the Adriatic Sea? *Ecological Modelling* 201, 312–316.
- Klanjšček, J. and Legović, T. (2009). Reply to Santojanni's comments on "Is anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) overfished in the Adriatic Sea?", *Ecol. Model.* 201: 312–316. *Ecological Modelling* 220: 434-435.
- Leonori, I. and De Felice, A. (2008). Acoustic Survey for the evaluation of pelagic resources in the eastern part of Southern Adriatic (GFCM Geographical Subarea n.18). FAO AdriaMed-08 Final Report: 21 pp.
- Leonori, I., Azzali, M. and De Felice, A. (2006a). Multispecies Assessment of biomass of small pelagic fish (*Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Sprattus sprattus*) in GSA 17 (north-western Adriatic Sea) by acoustic methods in North Western Adriatic Sea. Proceedings of GFCM-SAC Subcommittee on Stock Assessment Working Group on Small Pelagic Fish. Doc. N. 25. Rome, 24-27 October 2006. <ftp://ftp.fao.org/fi/DOCUMENT/gfcm/sac9/inf8e.pdf>
- Leonori, I., Azzali, M. and De Felice, A. (2006b). Multispecies Assessment of biomass of small pelagic fish (*Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*) by acoustic methods in GSA 18 (south-western Adriatic Sea). Proceedings of GFCM-SAC Subcommittee on Stock Assessment Working Group on Small Pelagic Fish. Rome, Doc. N. 26. 24-27 October 2006. <ftp://ftp.fao.org/fi/DOCUMENT/gfcm/sac9/inf8e.pdf>
- Leonori, I., Azzali, M., De Felice, A., Parmigiani, F., Marini, M., Grilli, F. and Gramolini, R. (2009). Small pelagic fish biomass in relation to environmental parameters in the Adriatic Sea. Proceedings of the Joint AIOL-SItE Meeting, 17-20 September 2007, Ancona. (<http://www.ecologia.it/congressi/XVII/articles/>) 213-217.
- Lewis, Tracy R. (1982). *Stochastic modeling of ocean fisheries resource management*. Seattle: University of Washington Press.
- Li, E. (1999). Cooperative high-seas straddling stock agreement as a characteristic function game. *Marine Resource Economics* 13: 247-258.
- Ludwig, D. (1979). Optimal Harvesting of a Randomly Fluctuating Resource. I: Application of Perturbation Methods. *SIAM Journal on Applied Mathematics* 37: 166-184.
- Marshall, A. (1961). *Principles of Economics*. Variorum editions.

- McCay, B. J. (2000). Resistance to changes in property rights or, why not ITQs? In Use of property rights in fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper No. 404/1*. Roma, Italia: FAO.
- McNew, K. (1996). Spatial market integration: definition, theory and evidence. *Agricultural and resource economics review* 25: 1-11.
- MRAG, IFM, CEFAS, AZTI Tecnalia and PolEM (2009). An analysis of existing Rights Based Management (RBM) instruments in Member States and on setting up best practices in the EU. Final Report. London: MRAG Ltd.
- Murphy, G. I. (1967). Vital statistics of Pacific Sardine (*Sardinops caerulea*) and the population consequences. *Ecology* 48 (5): 731-736.
- Nielsen, M. (2000). *Calculations of Danish Prices of Unprocessed Seafood*. SJFI Working Paper No. 9. Frederiksberg, Denmark: Danish Research Institute of Food Economics.
- Nielsen, M. (2005). Price Formation and Market Integration on the European First-hand Market for Whitefish. *Marine Resource Economics* 20: 185–202.
- Nielsen, M., Jensen, F., Setälä, J. and Virtanen, J. (2009). Causality in demand: a cointegrated demand system for trout in Germany. *Applied Economics*, First published on: 09 July 2009 (iFirst).
- Nøstbakken, L. (2006). Regime switching in a fishery with stochastic stock and price. *Journal of Environmental Economics and Management* 51: 231–241.
- Nøstbakken, L. (2008). Stochastic Modelling of the North Sea Herring Fishery Under Alternative Management Regimes. *Marine Resource Economics* 23: 65–86.
- Nøstbakken, L. and Bjørndal, T. (2003). Supply Functions for North Sea Herring. *Marine Resource Economics* 18: 345–361.
- Oliver, P. (2005). Review of the Mediterranean fisheries problematic, assessment and management structure. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Ostrom, E., Gardner, R. and Walker J. (1994). *Rules, Games, & Common-Pool Resources*. USA: The University of Michigan Press.
- Padilla, J. E. and Trinidad, A. C. (1995). An application of production theory to fishing effort standardization in the small-pelagics fishery in central Philippines. *Fisheries Research* 22: 137-153.

- Page, T. (1977). *Conservation and Economic Efficiency*. Washington, USA: The Johns Hopkins University Press.
- Palmer, W. (2000). Legal planning for management of fisheries using property rights. In Use of property rights in fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper No. 404/1*. Roma, Italia: FAO.
- Pearce, D. W. and Turner, R. K. (1991). *Economia delle Risorse Naturali e dell'Ambiente*. Bologna, Italia: il Mulino.
- Pella, J. J. and Tomlinson, P. K. (1969). A generalized stock production model. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 13: 420-496.
- Pérez, J. (2005) Market models. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Perez, J. Market models. In Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Piccinetti, C, Manfredi, C., Vrgoč, N. and Marčeta B. (2009). *Anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) abundance and distribution in the Northern and Central Adriatic (GSA17)*. Paper presented at the Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA). Malaga, 30 novembre – 3 dicembre 2009.
- Piccinetti, C, Manfredi, C., Vrgoč, N. and Marčeta B. (2009). *Sardine (*Sardina pilchardus*) abundance and distribution in the Northern and Central Adriatic (GSA17)*. Paper presented at the Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA). Malaga, 30 novembre – 3 dicembre 2009.
- Pilling, G., Hutton, T. and de Oliveira, J. (2005). Bio-economic models: a survey (3). FishLab and North Sea models. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Placenti, V. e collaboratori (2005a). Availability of data for conducting bio-economic modelling of Mediterranean fisheries, 2: Italy. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Placenti, V. e collaboratori (2005b). North and Central Adriatic small pelagics (1): estimation of production and cost functions of the North and Central Adriatic pelagic fleet. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Placenti, V. e collaboratori (2005c). North and Central Adriatic small pelagics (2): production factor's elasticities; effects of variations of fishing capacity and activity.

- Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Placenti, V. e collaboratori (2005d). Review of the fisheries problematic, assessment and management structure: Italy. Final Report of the project: Bio-economic modelling of Mediterranean Fisheries BEMMFISH (Q5RS-2001-01533).
- Randall, A. (1985). *Economia de los Recursos Naturales y Politica Ambiental*. Mexico D.F.: Editorial Limosa.
- Reed, W, J. (1979). Optimal escapement levels in stochastic and deterministic harvesting models. *Journal of Environmental Economics and Management* 6: 350-363.
- Regner, S. (1996). Effects of environmental changes on early stages and reproduction of anchovy in Adriatic Sea. *Scientia Marina*, 60 (2): 167-177.
- Republic of Croatia - Central Bureau of Statistics (varie annate). *Statistical Yearbook*. Accessed 1 September 2010. http://www.dzs.hr/default_e.htm.
- Rodgers, P., Coppola, G., Frost, H., Gambino, M., Hoff, A., Jorgensen, H. P., Nahrstedt, B. and Placenti, V. (2003). The Relationship between Fleet Capacity, Landings, and the Component Parts of Fishing Effort. Contract No 99/065 in the 5th Framework Programme. Rapport nr. 151. Danish Research Institute of Food Economics; Copenhagen, Denmark.
- Rose, K. A. and Cowan, J. H. Jr. (2003). Data, models, and decisions in U.S. marine fisheries management: lessons for ecologists. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:127–51.
- Santojanni, A (2009). Comments on “Is anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) overfished in the Adriatic Sea?” by Klanjšček and Legović [Ecol. Model. 201 (2007) 312–316]. *Ecological Modelling* 220: 430–433.
- Santojanni, A, Cingolani N, Arneri E, Kirkwood G and others. (2005). Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, Walb.) in the Adriatic Sea, with an estimate of discards. *Scientia Marina* 69:603–617
- Santojanni, A., Arneri, E., Barry, C., Belardinelli, A., Cingolani, N., Giannetti, G. e Kirkwood, G. (2003). Trends of anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) biomass in the northern and central Adriatic Sea. *Scientia Marina* 67 (3), 327–340.
- Santojanni, A., Arneri, E., Belardinelli, A., Cingolani, N. and Giannetti, G. (2001). Small pelagic fish in the Adriatic: stocks fluctuations and environmental factors. *Archivio di Oceanografia e Limnologia* 22, 133–138.

- Santojanni, A., Arneri, E., Bernardini, V., Cingolani, N., Di Marco, M. and Russo, A., (2006). Effects of environmental variables on recruitment of anchovy in the Adriatic Sea. *Climate Research* 31, 181–193.
- Sato, K. (1972). Additive Utility Functions with Double-Log Consumer Demand Functions. *The Journal of Political Economy* 80 (1): 102-124.
- Schaefer, M. B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of Inter-American Tropical Tuna Commission* 1: 27-56.
- Schelling, T. C. (1978). *Micromotives and macrobehavior*. New York, USA: W.W. Norton & Company.
- Schnute, J. (1977) Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 583-603.
- Seijo, J.C., Defeo, O. and Salas, S. (1997). Bioeconomía pesquera. Teoría, Modelación y Manejo. *FAO Documento Técnico de Pesca* No. 368. Roma, Italia: FAO.
- Shotton, R. (2000). Current property rights systems in fisheries management. In Use of property rights in fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper No. 404/1*. Roma, Italia: FAO.
- Silvestri, S. and Maynou, F. (2009). Application of a bioeconomic model for supporting the management process of the small pelagic fishery in the Veneto Region, northern Adriatic Sea, Italy. *Scientia Marina* 73 (3): 563-572.
- Simmonds, E. J. and MacLennan D. N. (2005). *Fisheries Acoustics*. 2nd edition. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Spagnolo, M. (2006). *Elementi di Economia e Gestione della Pesca*. Milan, Italy: Franco Angeli.
- Spagnolo, M. (2009). I piani di gestione nel quadro della nuova politica della pesca europea. In Trevisan G. (a cura di) *La nuova PCP per il Mediterraneo*. Franco Angeli s.r.l., Milano, Italia.
- Spagnolo, M. and Placenti, V. (1998). *I sistemi di informazione statistica della pesca in Italia*. Franco Angeli s.r.l., Milano, Italia.
- Spulber, D. F. (1982). Adaptive harvesting of a renewable resource and stable equilibrium. In Mirman L. J. and Spulber D. F. (eds), *Essays in the economics of renewable resources*. New York: North-Holland, 117-139.

- Stigler, G. J. and Sherwin, R. A. (1985). The extent of a market. *Journal of Law and Economics* 28: 555–85.
- Swierzbinsky J. (1989). Statistical methods applicable to selected problems in fisheries biology and economics. *Marine Resources Economics* 1 (3): 209-233.
- Taylor, T. G. and Prochaska, F. J. (1985). Fishing Power Functions in Aggregate Bioeconomic Models. *Marine Resource Economics* 2 (1): 87-107.
- Tičina, V., Katavić, I., Dadić, V., Marasović, I., Kršinić, F., Grbec, B., Kušpilić, G., Cetinić, P., Ninčević, Ž., Matić Skoko, S., Franičević, M., Soldo, A., Vidjak, O., Emrić Tičina, V., Bojanić, D., Marinov, S. and Matić, F. (2006). Acoustic estimates of small pelagic fish stocks in the eastern part of Adriatic Sea. *Biol. Mar. Medit.* 13(3) Part 2: 124-136.
- Verbeek, M. (2004). *Econometria*. Bologna, Italy: Zanichelli editore.
- Verhulst, P. F. (1838) Notice sur la loi que population suit dans son accroissement. *Correspondance Mathematique et Physique* 10, 113-121.
- Walters, C. J. and Hilborn, R. (1976) Adaptive control of fishing systems. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33: 145-159.
- Wang ,C-H. and Wang S-B. (2005). Theoretical development of Schaefer model and its application. Paper presented at the 1st Meeting of the Scientific Committee of the Western and Central Pacific Fisheries Commission WCPFC–SC1. Noumea, New Caledonia: 8–19 August 2005.
- Welsch, H. (2006). Armington elasticities and induced intra-industry specialization: The case of France, 1970–1997. *Economic Modelling* 23: 556–567.
- Zilberman, D., Wetzstein, M. and Marra, M. (1993). The economics of nonrenewable and renewables resource. In Carlson, G. A., Zilberman, D. and Miranowsky, J. A. (Editori), *Agricultural and Environmental Resource Economics*. New York, USA: Oxford University Press, 69-141.