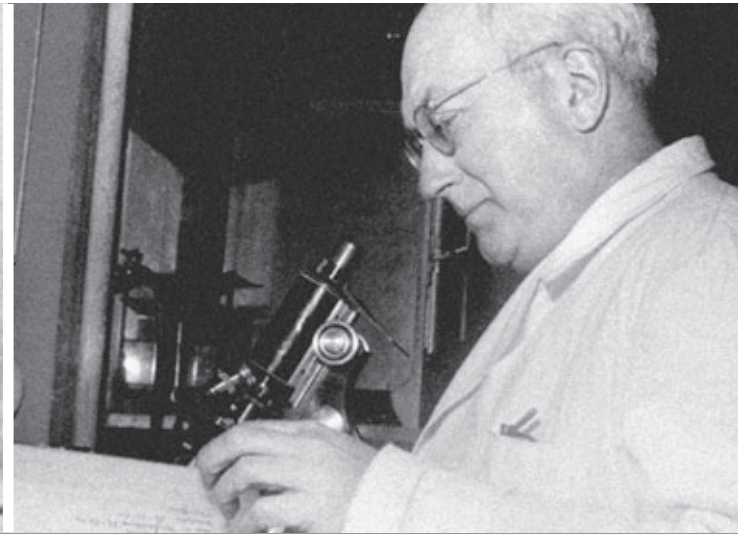


Capitolo 17

# La ricerca socio-economica





## 17.1 La ricerca socio-economica per la gestione della pesca

*Spagnolo M.*

La ricerca socio-economica nel settore della pesca è relativamente recente. Le origini della bio-economia possono farsi risalire ai pionieristici lavori di Gordon e Schaefer (Gordon, 1953; Gordon, 1954; Schaefer, 1957) della metà del secolo scorso. Da allora l'analisi economica e poi quella sociale si sono progressivamente affermate all'attenzione sia della comunità scientifica che delle istituzioni preposte alla gestione del settore.

Le risorse biologiche, se oggetto di sfruttamento, sono beni economici e rientrano nell'ambito delle risorse naturali collettive che, per loro natura, sono caratterizzate da esternalità negative e determinano situazioni di fallimento del mercato. Con questo termine si intende una situazione che, lasciata operare in regime di libero accesso e libera concorrenza e in assenza di intervento da parte dello Stato, risulta caratterizzata da sovrasfruttamento.

L'importanza di gestire la pesca in modo sostenibile e la rilevanza degli aspetti socio-economici per il raggiungimento di tale obiettivo sono evidenti anche nei principi fondamentali su cui si basa la Politica Comune della Pesca dell'Unione europea. Il reg. (CE) 2371/02 del Consiglio definisce lo scopo della Politica Comune della Pesca come quello di promuovere "pesca e acquacoltura sostenibili in un ambiente marino sano in grado di sostenere un'industria economicamente vitale, che offra occupazione e opportunità alle comunità costiere". Nella riforma della Politica Comune della Pesca del 2002, quindi, le dimensioni economica e sociale sono state ritenute prioritarie per la gestione del settore al pari di quella ambientale.

Nell'ambito della ricerca scientifica comunitaria, progetti che includessero anche aspetti socio-economici e gestionali nel settore della pesca sono stati finanziati a livello comunitario a partire dagli anni novanta. In particolare, il programma di ricerca FAIR (1994-1998) prevedeva il finanziamento di studi che avessero, fra gli altri, obiettivi di supporto all'evoluzione delle politiche comunitarie nei campi dell'agricoltura, pesca, foreste, industria, energia e ambiente. Veniva prevista, tra l'altro, un'area di intervento specifica per la pesca e l'acquacoltura. I successivi programmi quadro (Framework Programme – FP) della ricerca in ambito comunitario, FP5 (1998-2002), FP6 (2002-2006) e FP7 (2007-2013), hanno cercato di favorire sempre più un approccio multidisciplinare nella ricerca scientifica applicata al settore della pesca, così come in altri settori in cui la Commissione europea ha assunto poteri di indirizzo e controllo.

A livello nazionale, i piani triennali che si sono susseguiti dal 1982 al 2006 e il programma nazionale triennale dal 2007 al 2009 (esteso fino al 2011), che trovano il loro riferimento normativo nella l. 41 del 1982, sono stati utilizzati come strumento programmatico del settore, con l'obiettivo di promuovere uno sviluppo equilibrato della pesca e dell'acquacoltura e della ricerca in particolare. Da questo punto di vista, è da sottolineare la singolare circostanza che ha visto il costante impegno della pubblica amministrazione nel promuovere la ricerca applicata alla pesca in generale, e a quella economica in particolare. L'analisi delle interdipendenze settoriali destinata alla valutazione dell'impatto e della rilevanza della pesca nel contesto dell'economia nazionale, l'individuazione dei moltiplicatori degli investimenti, la valutazione degli effetti delle diverse politiche di gestione e del loro impatto sull'ambiente attraverso matrici di contabilità sociale, lo sviluppo di modelli econometrici utili per la stima delle determinanti della domanda e della formazione dei prezzi dei

prodotti della pesca, sono solo alcuni degli esempi di un modello di crescita caratterizzato da un rapporto simbiotico fra l'interesse della pubblica amministrazione a dotarsi di adeguati strumenti di sostegno alla adozione delle proprie decisioni in materia di gestione e programmazione, e delle esigenze di sviluppo della ricerca economica di settore.

Dapprima i primi piani hanno individuato nella ricerca scientifica e tecnologica un importante strumento di sostegno alle molteplici funzioni dell'amministrazione, che si erano andate ampliando a seguito della approvazione della l.41/82, per poi estendersi alla gestione su singoli temi di interesse. Successivamente, a partire dal VII Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura, si è fatta strada la necessità di affidare alla ricerca stessa il compito assai grave di definire i supporti per l'elaborazione di una pianificazione strategica di politica gestionale del settore, per obiettivi di media e lunga scadenza.

L'esigenza da parte dei vari livelli gestionali di disporre di strumenti che consentano un'amministrazione efficiente e sostenibile del settore ha confermato la necessità di indirizzare la ricerca nel suo complesso (e quella socio-economica in particolare) verso un approccio orientato a supportare le istituzioni nel loro difficile compito. La ricerca socio-economica nel settore va inquadrata, quindi, all'interno di un approccio multidisciplinare che tiene conto delle molteplici dimensioni del sistema pesca, dalla biologia all'economia, dagli aspetti sociali a quelli tecnologici, dagli aspetti ecosistemici a quelli istituzionali. Dimensioni diverse, queste ultime, che trovano un fattore unificante nelle comuni finalità di carattere gestionale.

Pur nella varietà dei temi trattati recentemente dalla ricerca socio-economica applicata al settore, alcuni fra i principali oggetti d'indagine possono essere così sintetizzati:

- analisi degli strumenti per la valutazione socio-economica dello stato del settore nel breve e lungo periodo;
- analisi delle relazioni funzionali fra le principali variabili socio-economiche del sistema con particolare riguardo al comportamento degli operatori;
- valutazione socio-economica *ex ante*, intermedia ed *ex post* di possibili misure gestionali alternative;
- ruolo degli incentivi nella gestione delle attività di sfruttamento;
- valutazione della rilevanza socio-economica del settore per le comunità costiere con riguardo non solo alla pesca in senso stretto, ma anche a settori collegati come la trasformazione, la commercializzazione, la cantieristica, ecc.

Nel corso degli ultimi anni, gli obiettivi della ricerca socio-economica sono stati perseguiti ampliando gli strumenti e gli approcci d'indagine. Fra i principali strumenti utilizzati, gli indicatori socio-economici rappresentano senza dubbio il più basilare strumento da cui partire per una qualsiasi analisi del settore. Il confronto degli indicatori con opportuni valori di riferimento (*reference points*) permette di valutare lo stato del settore in un determinato periodo temporale. Strumenti d'analisi più sofisticati sono stati adoperati per valutare il progresso tecnologico delle flotte da pesca. L'innovazione tecnologica nel settore rappresenta un aspetto particolarmente rilevante anche ai fini di una sua corretta gestione. Infatti, il controllo dello sforzo da pesca non può prescindere da un'attenta valutazione dei cambiamenti tecnologici in corso sui battelli. A questo scopo, metodi di valutazione dell'efficienza tecnologica, come Data Envelopment Analysis (DEA) e frontiere di produzione, sono stati applicati in numerosi studi e ricerche sull'argomento. Una promettente linea di ricerca, avviata nel 1995, consiste nello studio della struttura e delle funzioni del sistema pesca nel suo complesso con un approccio orientato ad individuare le relazioni fra le principali variabili del settore e la loro dinamica temporale e spaziale. In questo ambito,

l'affermarsi dell'approccio basato sui modelli bio-economici ha rappresentato indubbiamente un punto di svolta per la ricerca in campo ambientale e socio-economico. Negli ultimi anni, gli indicatori, i modelli bio-economici e gli altri strumenti di analisi utilizzati nell'ambito della ricerca socio-economica applicata al settore hanno trovato una dimensione comune nei Piani di Gestione nazionali previsti dalla normativa comunitaria e nelle valutazioni d'impatto (*Impact Assessment - IA*), come strumento di supporto all'attività decisionale della Commissione europea e per garantire che la legislazione dell'Unione europea sia sviluppata sulla base di informazioni trasparenti, complete ed equilibrate. Entrambi questi strumenti di carattere gestionale richiedono una valutazione dello stato della pesca nelle aree di interesse e una previsione *ex ante* dei possibili effetti di misure gestionali alternative. Requisiti che vengono generalmente soddisfatti mediante l'utilizzo di indicatori e di modelli bio-economici.

In questo capitolo vengono presentati e descritti i principali strumenti d'analisi utilizzati nella ricerca socio-economica nel settore della pesca. Nello specifico, il paragrafo 17.2 è dedicato all'evoluzione e alla struttura dei modelli bio-economici con particolare riguardo ai modelli sviluppati per la pesca italiana, mentre nel paragrafo 17.3 sono analizzati i principali strumenti di valutazione dell'efficienza tecnologica delle flotte da pesca.

### Bibliografia

- Anderson L.G. (1977) - *The Economics of Fisheries Management*. The John Hopkins University Press, Baltimore: 214 pp.
- FAO (1997) - *Technical Guidelines for Responsible Fisheries*, n.5, Roma: 82 pp.
- Hardin G. (1968) - The Tragedy of the Commons. *Science*, 162: 1243-1248.
- Scott A. (1988) - Development of Property in the Fishery. *Marine Resource Economics*, 5: 289-411.
- Spagnolo M. (2006) - *Elementi di Economia e Gestione della Pesca*. Franco Angeli, Milano: 279 pp.
- Sutinen J. (2003) - *Different Management Tools in Fisheries Management: A Comparative Analysis in World Fisheries*. Proceedings of the Conference on Fisheries management, Ed.Irepa, Salerno: 21-45.

## 17.2 Contributo della modellistica bio-economica alla gestione della pesca

*Accadia P.*

Un modello bio-economico può essere definito come un insieme organico di relazioni funzionali fra variabili biologiche ed economiche, finalizzato a rappresentare un sistema in termini matematici. Pur trattandosi necessariamente di rappresentazioni semplificate della realtà, i modelli bio-economici nel settore della pesca permettono di catturare le principali relazioni esistenti fra processi biologici (relativi alle dinamiche delle popolazioni alieutiche) e processi economici (relativi al comportamento degli operatori del settore).

L'aspetto biologico e quello economico nelle attività di pesca sono strettamente interconnessi. Il legame principale è rappresentato indubbiamente dall'attività di estrazione svolta dall'utilizzatore della risorsa. Le quantità estratte, ovvero le catture, si trasformano da un lato in mortalità da pesca e dall'altro in ricavi e quindi in reddito. Sulla base di questo legame, fattori esterni che impattano direttamente sull'aspetto biologico, come i nutrienti o i predatori, influenzano indirettamente anche l'aspetto economico. Nel contempo, i fattori esterni che condizionano direttamente gli aspetti economici dell'attività di pesca, come il sistema gestionale o il costo del gasolio, condizionano anche l'ambito biologico. In questo contesto, i modelli bio-economici

permettono di rappresentare e di misurare quantitativamente, mediante equazioni matematiche, il complesso sistema di interazioni, dinamiche e relazioni naturali e antropogeniche che caratterizzano il settore della pesca.

Nonostante le limitazioni intrinseche all'approccio modellistico, tale strumento si è rivelato molto utile in ambito gestionale. Le origini dei modelli bio-economici (e più in generale della bio-economia) possono farsi risalire agli studi di Gordon e Schaefer nella metà del secolo scorso (Gordon, 1953; Gordon, 1954; Schaefer, 1957). Nel corso degli anni, anche grazie allo sviluppo dei moderni calcolatori e personal computer, i modelli bio-economici sono andati sempre più raffinandosi, tanto da essere ormai regolarmente utilizzati a livello internazionale per valutare i possibili effetti di misure gestionali alternative.

Un modello bio-economico si struttura in una serie di moduli o componenti, dove per componente può intendersi ogni relazione funzionale, o sistema di relazioni funzionali, fra variabili in cui sia possibile individuare un *input* e un *output* noti. Le principali componenti di un modello bio-economico sono la componente biologica, la componente economica e quella gestionale. Queste macro-componenti possono essere a loro volta scomposte in componenti più semplici. La componente biologica ha lo scopo di rappresentare la dinamica della biomassa in mare. A tale scopo, una serie di componenti elementari che riflettono i principali aspetti del ciclo di vita delle specie ittiche, come la biologia riproduttiva, il reclutamento, le dinamiche di crescita e mortalità, sono formalizzate e integrate all'interno di questo modulo.

La componente economica ha invece l'obiettivo di riprodurre le dinamiche relative alla flotta, al mercato e al comportamento dei pescatori. Questo modulo include, fra le altre, componenti di base relative alle dinamiche dello sforzo di pesca, delle catture, dei prezzi e dei costi.

Nel sottosistema gestionale, infine, vengono considerati i possibili approcci d'intervento, i criteri di selezione delle diverse strategie di gestione, nonché gli stessi obiettivi gestionali.

## Le componenti economiche di base di un modello bio-economico

I modelli bio-economici utilizzati nella gestione della pesca presentano strutture molto diverse fra loro, in funzione delle caratteristiche biologiche ed economiche delle realtà cui fanno riferimento. Nonostante la varietà esistente in campo applicativo, con riferimento agli aspetti economici, è possibile individuare tre componenti comuni a tutti i modelli: la dinamica della flotta e dello sforzo di pesca, la dinamica dei prezzi e la dinamica dei costi. A queste tre componenti di base se ne può aggiungere una quarta relativa alla dinamica delle catture, che può essere modellizzata sia all'interno del modulo economico che di quello biologico.

La struttura delle suddette componenti economiche e gli approcci utilizzati per simulare le relative dinamiche temporali dipendono da una molteplicità di fattori. Tuttavia, i principali *driver* su cui è improntato un processo di modellizzazione possono essere individuati negli obiettivi del modello, nella qualità dei dati disponibili e nelle caratteristiche del settore della pesca analizzato.

Per quanto riguarda gli obiettivi di un modello bio-economico, si suole generalmente distinguere tra modelli di simulazione e modelli di ottimizzazione. La tipologia del modello influenza la rilevanza di ciascuna componente economica e l'approccio utilizzato per la sua implementazione. Un altro elemento distintivo è rappresentato dal tipo di misure gestionali che si intende simulare. Sulla base del sistema di gestione vigente nell'area da analizzare, si distinguono modelli orientati all'*input* e modelli orientati all'*output*. Tale distinzione determina strutture molto diverse fra loro.

Ad esempio, una stessa variabile può rappresentare un *input* esogeno in un modello e un *output* risultante da elaborazioni endogene in un altro modello. Ciò, a sua volta, condiziona le scelte sulle forme funzionali adottate nella simulazione delle componenti economiche.

La struttura e la disponibilità di dati economici e biologici rappresentano un altro elemento molto importante nella classificazione dei modelli bio-economici. Tali modelli, essendo generalmente sviluppati per analizzare una specifica area o settore della pesca, presentano una struttura che tende ad adattarsi alla tipologia dei dati disponibili in quell'area e per quella tipologia di pesca. I parametri economici e le relazioni funzionali fra variabili interne alle componenti economiche di un modello possono essere stimati empiricamente con un livello di precisione accettabile solo in presenza di serie storiche di dati sufficientemente lunghe. In alternativa, quando i dati storici non sono disponibili o l'errore di stima risulta eccessivo, tali relazioni funzionali sono desunte direttamente dalla teoria economica.

La struttura di un modello bio-economico riflette, infine, le caratteristiche principali del settore della pesca analizzato. Le attività di pesca sono caratterizzate da un'estrema eterogeneità. La presenza di tipologie di pesca mono-specie o multispecie, pelagica o demersale, esercitata da singoli attrezzi o da una molteplicità di attrezzi, necessita di differenti regimi gestionali, così come di diversi approcci modellistici. Ne consegue che i modelli utilizzati per simulare gli effetti di misure basate sul controllo dell'*output*, come le *Total Allowable Catch* (TAC), si discostino sostanzialmente dai modelli adottati per simulare misure basate sul controllo dell'*input*, come le limitazioni allo sforzo di pesca, o misure tecniche, come quelle relative alla dimensione minima della maglia o alle zone di tutela biologica e ai periodi di fermo.

## Le funzioni di produzione nell'ambito della dinamica delle catture

La componente relativa alla dinamica delle catture è collegata alle caratteristiche del sistema gestionale adottato (o potenzialmente adottabile) nell'ambito della realtà oggetto di modellizzazione. Nei sistemi basati sulla limitazione dell'*output*, come i regimi gestionali incentrati sulle TAC, la dinamica delle catture (equivalenti alle quote) è generalmente derivata dalle cosiddette regole per il controllo delle catture (*Harvest Control Rules* - HCR). In questo contesto, il livello delle TAC rappresenta un *input* al modello bio-economico. Al contrario, nella pesca italiana e mediterranea, normalmente regolamentata attraverso sistemi di controllo dell'*input*, la dinamica delle catture viene trattata come una componente endogena al modello.

Qualora incorporata all'interno di un modello bio-economico, la dinamica delle catture (o degli sbarchi) può essere simulata sia attraverso un approccio biologico che economico. Vi sono tuttavia dei modelli, come BIRDMOD (Accadia e Spagnolo, 2006), che utilizzano entrambi gli approcci in base alla qualità e quantità dei dati disponibili. Infatti, rispetto ai modelli biologici che necessitano di una serie di informazioni numerosa e dettagliata, le funzioni di produzione o i modelli di produzione del surplus rappresentano una valida alternativa per riprodurre la dinamica delle catture in mancanza di specifici dati biologici. Tale circostanza è tipica dei contesti multispecie dove le informazioni biologiche sono generalmente disponibili solo per un numero limitato di stock.

La funzione di produzione Cobb-Douglas (Cobb e Douglas, 1928) è senza dubbio l'equazione maggiormente utilizzata nell'ambito della modellistica bio-economica. La sua formulazione generica,  $y = AK^{\alpha}L^{\beta}$ , in cui la produzione  $y$  è funzione del livello tecnologico  $A$ , del capitale  $K$  e del lavoro

L, è stata adattata al settore ittico attraverso una variazione dei fattori di produzione impiegati:

$$L = qE^\alpha B^\beta,$$

dove L rappresenta il livello degli sbarchi, q è il coefficiente di catturabilità, E è una misura dello sforzo di pesca e B è la dimensione della biomassa. I coefficienti  $\alpha$  e  $\beta$  rappresentano rispettivamente l'elasticità dello sforzo di pesca e della biomassa.

Un approccio alternativo è rappresentato dall'utilizzo di modelli logistici al fine di fornire una stima delle catture di lungo periodo, dato un livello costante di sforzo di pesca. Modelli di equilibrio, come il modello di Schaefer (Schaefer, 1954) e quello esponenziale (Fox, 1970), sono particolarmente adatti per individuare soluzioni ottimali di lungo periodo e sono quindi largamente utilizzati nei modelli di ottimizzazione.

Sebbene esista, dunque, una varietà di approcci in grado di simulare la dinamica degli sbarchi, tutti necessitano di un set minimo di dati. Sfortunatamente, in alcuni contesti, come quelli multi-specie, le informazioni relative alle specie accessorie sono generalmente scarse. In questi casi, alcuni modelli utilizzano soluzioni *ad hoc* specificatamente sviluppate per la pesca mediterranea. Ad esempio, BIRDMOD adotta una versione modificata del modello di Schaefer per la stima della dinamica degli sbarchi per il gruppo di specie non incluse nel modulo biologico.

## La dinamica dei prezzi

Nei modelli bio-economici i prezzi sono generalmente differenziati per specie e per flotta (o segmento di flotta). Il prezzo di una specie può essere influenzato dalla nazionalità della flotta (una stessa specie può essere venduta a prezzi diversi a seconda del paese di destinazione) e dall'attrezzo di pesca impiegato (che influisce sulla qualità e sulla dimensione del pescato e, dunque, sul suo prezzo). Tuttavia, quando le differenze nei prezzi collegati alle diverse flotte che sfruttano una stessa specie sono trascurabili, è possibile assumere un prezzo unico per lo sbarcato totale di quello stock.

I prezzi si possono assumere costanti o variabili. In genere, modelli di ottimizzazione come MOSES (Placenti *et al.*, 1992) ipotizzano prezzi costanti. Nel lungo periodo, infatti, la dinamica dei prezzi può essere influenzata da una serie di fattori esogeni, la cui previsione futura e implementazione nel modello risulta particolarmente complessa. Al contrario, le proiezioni fornite anno dopo anno dai modelli di simulazione permettono, in genere, di incorporare le variazioni potenziali nei prezzi. Tuttavia, la scelta delle forme funzionali e delle variabili indipendenti da incorporare nelle funzioni di prezzi è condizionata dalle caratteristiche della realtà analizzata. Quasi tutti i modelli simulano la dinamica dei prezzi ricorrendo a funzioni di elasticità, in cui si ipotizza che il prezzo di una specie dipenda dal livello degli sbarchi, dato un prefissato coefficiente di elasticità.

## La dinamica della flotta e dello sforzo di pesca

La teoria micro-economica suggerisce che il comportamento del pescatore sia finalizzato alla massimizzazione del profitto. Di conseguenza, le decisioni dei pescatori possono essere condizionate da una serie di fattori esterni come l'adozione di nuove misure gestionali, significative variazioni intervenute nel prezzo del gasolio o il deterioramento degli stock. La distinzione tra decisioni di lungo e breve periodo sono incorporate in quasi tutti i modelli bio-economici. Le decisioni di lungo periodo sono generalmente simulate mediante funzioni di investimento/disinvestimento, che possono essere dirette all'acquisto di nuove imbarcazioni (aumentando la dimensione della flotta) o al miglioramento dell'efficienza tecnica (investimenti in tecnologia). Le decisioni di breve periodo possono essere considerate come degli adattamenti tecnici che producono variazioni dello sforzo di pesca. Fra queste rientrano, ad esempio, le variazioni nel numero dei giorni o delle



ore di pesca, il cambiamento delle aree di pesca sfruttate o degli attrezzi utilizzati (nel caso di battelli che possiedono licenze per più attrezzi).

Le dinamiche della flotta e dello sforzo di pesca sono incorporate nei modelli secondo diversi approcci. Per quanto riguarda la dinamica della flotta, i principali approcci all'implementazione possono essere sintetizzati come segue:

- **Approccio basato su regole qualitative.** Consiste nel definire una serie di regole sulla probabilità di entrata, permanenza e uscita di un battello da una data flotta da pesca.
- **La funzione dei profitti.** Alcuni modelli per la pesca nel Mediterraneo adottano funzioni specifiche dei profitti per simulare la dinamica della flotta. Ad esempio, BIRDMOD utilizza una funzione di elasticità, in cui la dimensione della flotta dipende dalle variazioni nei profitti intercorse negli ultimi due anni antecedenti il periodo di simulazione.
- **Approccio di ottimizzazione.** In base alla teoria micro-economica, il pescatore tende alla massimizzazione del profitto fissando un livello ottimale di sforzo di pesca. Anche se il comportamento del pescatore non fosse orientato all'ottimizzazione dello sforzo, questo obiettivo dovrebbe comunque essere perseguito attraverso misure gestionali. Modelli di ottimizzazione, come il MOSES, sono stati sviluppati per fornire indicazioni all'amministrazione sui livelli ottimali di sforzo e di capacità. Seguendo questo approccio, il numero di battelli che compongono una flotta rappresenta un *output* del modello.

Lo sforzo di pesca è calcolato generalmente come prodotto tra due componenti: la capacità, espressa in termini di numero di imbarcazioni, stazza lorda o potenza motore, e l'attività, espressa in termini di giorni o ore in mare. Le variazioni nella capacità sono simulate in base agli approcci illustrati in precedenza. Le variazioni nell'attività sono collegate a decisioni di breve periodo, che possono influire sull'assegnazione spazio-temporale delle unità di sforzo. I principali approcci per simulare la dinamica dell'attività sono così sintetizzati:

- **La funzione dei profitti.** BIRDMOD adotta lo stesso approccio per simulare le variazioni nella capacità e nell'attività. Per quanto riguarda l'attività, BIRDMOD assume una funzione di elasticità in cui il numero totale dei giorni di pesca è funzione delle variazioni intercorse nei profitti nei due anni che precedono la stima.
- **La funzione inversa della Cobb-Douglas.** Come illustrato in precedenza, nella maggior parte dei modelli bio-economici la funzione Cobb-Douglas è impiegata per fornire una stima della dinamica degli sbarchi, data la biomassa e lo sforzo di pesca. Questo approccio è adottato nei modelli finalizzati a simulare politiche di gestione basate sul controllo dell'*input*. Nei contesti gestionali basati sul controllo dell'*output*, il livello degli sbarchi rappresenta un *input* per il modello e non è quindi necessario stimarlo. Al contrario, lo sforzo di pesca necessario a catturare la quota prefissata deve essere stimato e ciò può essere fatto invertendo la funzione Cobb-Douglas.

## La dinamica dei costi

Nella modellistica bio-economica i costi sono generalmente differenziati per flotte o segmenti di flotta. Inoltre, in quasi tutti i modelli, la dinamica dei costi è stimata attraverso funzioni lineari. Approcci differenziati sono invece adottati per quanto riguarda la struttura dei costi all'interno dei singoli modelli. Un approccio minimo, impiegato ad esempio in MOSES, distingue semplicemente tra costi fissi e costi variabili. I costi fissi si ipotizzano costanti nel tempo o funzione della capacità espressa in termini di numero di battelli o di tonnellaggio lordo, mentre i costi variabili sono associati generalmente alle variazioni nello sforzo di pesca.

Alcuni modelli adottano un approccio più sofisticato, in cui specifiche voci di costo sono

estrapolate dai costi fissi o variabili e simulate attraverso specifiche funzioni. Ad esempio, alcune componenti di costo che possono essere simulate separatamente sono la quota di valore aggiunto destinata all'equipaggio (o costo del lavoro), i costi di carburante, i costi commerciali e i costi di capitale.

La simulazione del costo del lavoro risulta particolarmente rilevante per valutare gli effetti delle misure di gestione da un punto di vista sociale. Questa variabile permette di stimare il possibile andamento futuro di alcuni indicatori sociali, come quello relativo al salario medio per occupato. Nei modelli sviluppati per la pesca italiana, come BIRDMOD, il costo del lavoro è calcolato in percentuale (generalmente pari al 50%) della differenza tra ricavi e costi variabili (compreso il costo del gasolio), mentre in altri modelli è espresso in percentuale dei soli ricavi. Tale differenza dipende dai diversi contratti di lavoro vigenti a livello internazionale.

Il costo del gasolio rappresenta la voce di costo più consistente per quasi tutte le flotte da pesca. Gli incrementi nel prezzo del gasolio registrati negli ultimi anni hanno rappresentato un grave fattore di criticità per la redditività di numerose attività di pesca. In alcuni modelli bio-economici gli effetti delle variazioni potenziali nei prezzi del gasolio sono stimati assumendo che il costo del gasolio sia pari al prodotto tra il prezzo e il livello di consumo. Questo approccio permette di valutare gli effetti di un aumento nel prezzo del gasolio.

I costi commerciali sono connessi all'attività di vendita e sono normalmente stimati mediante una funzione lineare dei ricavi. Infine, i costi di capitale sono simulati attraverso l'impiego di funzioni lineari collegate al valore del capitale.

## Modelli italiani e loro principali applicazioni

La pesca italiana e, più in generale, quella mediterranea si caratterizza per essere multispecie e multi-attrezzo. Le peculiarità della pesca mediterranea rispetto a quella del Nord Europa hanno indirizzato la gestione verso misure basate sul controllo dell'*input* e misure di tipo tecnico. In questo contesto, anche i modelli bio-economici sviluppati per la pesca italiana hanno assunto struttura e caratteristiche che riflettono tali specificità. Il MOSES rappresenta il primo modello pensato esplicitamente per la pesca italiana.

Sviluppato a metà degli anni ottanta, si tratta di un modello di ottimizzazione che individua il livello di sforzo ottimale per la massimizzazione del valore aggiunto del settore. La principale debolezza di tale modello è rappresentata dall'utilizzo di un approccio di lungo periodo che non permette di valutare gli effetti di eventuali variazioni nello sforzo di pesca nel breve termine. Per supplire a tale deficit, in anni più recenti è stato sviluppato il modello di simulazione BIRDMOD che permette di stimare anno per anno gli effetti di potenziali misure gestionali. La disponibilità di questi due modelli non ha comunque esaurito la ricerca nel campo della modellistica bio-economica a livello italiano. Infatti, come riportato in precedenza, ciascun modello viene sviluppato con un particolare obiettivo e, per quanto si cerchi di mantenere una certa generalità nella struttura, il cambiamento degli obiettivi dell'analisi e/o dell'area e tipologia di pesca da analizzare richiede generalmente un adattamento del modello. Per tale motivo, negli ultimi anni si è andata sviluppando una nuova classe di modelli, denominati HDA, che rappresentano adattamenti del modello BIRDMOD operati sulla base degli obiettivi della simulazione e dei dati disponibili per l'area e la tipologia di pesca investigata. Segue una breve descrizione dei modelli MOSES, BIRDMOD e della classe di modelli HDA.

## Modello MOSES

MOSES (*Models for Optimal Sustainable Effort in the Seas*) è un modello bio-economico di ottimizzazione del settore della pesca sviluppato nel periodo 1984-85 da Irepa (Istituto di Ricerche Economiche per la Pesca e l'Acquacoltura) sulle specificità della pesca italiana. Il principale obiettivo del modello consiste nel fornire stime della distribuzione ottimale dello sforzo di pesca per area e segmento di flotta in un'ottica di lungo periodo. Nella pesca italiana, i fattori di produzione – capitale e lavoro – non sono facilmente distinguibili. Per questo motivo, il modello non considera la distribuzione del reddito, ma punta alla massimizzazione del valore aggiunto, ovvero la remunerazione di tutti i fattori produttivi.

MOSES è un modello dinamico multispecie, multi-attrezzo e multi-area composto da un modulo biologico e uno economico. La componente biologica permette di selezionare fra tre diversi modelli di sforzo-cattura: Schaefer, esponenziale e Deriso-Schnute. Sulla base delle catture stimate con il modulo biologico, la componente economica permette di determinare la distribuzione ottimale dello sforzo di pesca corrispondente al massimo risultato economico compatibile con una serie di vincoli.

La massimizzazione del valore aggiunto è infatti condizionata dal rispetto di un vincolo biologico e un vincolo di inerzia. In un contesto multispecie, il vincolo biologico è finalizzato ad evitare soluzioni di lungo periodo che prevedano un eccessivo sovrasfruttamento delle specie più vulnerabili alla pressione esercitata dalle attività di pesca. Il vincolo di inerzia, che tende a limitare le eccessive variazioni nello sforzo di pesca, è invece funzionale ad ottenere soluzioni gestionali realistiche e applicabili.

L'*output* finale del modello è rappresentato dai livelli ottimali di sforzo di pesca, dai corrispondenti livelli di cattura per ciascuna specie e dal valore aggiunto per ciascun segmento di flotta.

## Modello BIRDMOD

BIRDMOD è un modello bio-economico di simulazione del settore della pesca sviluppato da Irepa (Istituto di Ricerche Economiche per la Pesca e l'Acquacoltura) e SIBM (Società Italiana di Biologia Marina) nel 2006 all'interno di un progetto di ricerca condotto con il contributo del Ministero per le politiche agricole e forestali, Direzione Generale della Pesca e Acquacoltura. Il modello è finalizzato a stimare gli effetti di una serie di potenziali misure gestionali, come le limitazioni allo sforzo di pesca (ad esempio, il fermo temporaneo dell'attività di pesca o la riduzione del numero di battelli) o le restrizioni di tipo tecnico (ad esempio, l'utilizzo di attrezzi più selettivi o le modifiche alla dimensione minima della maglia delle reti da pesca).

BIRDMOD è un modello dinamico multispecie e multi-attrezzo che si articola su quattro moduli principali: gestionale, biologico, economico e comportamentale (o delle variazioni di stato). Il modulo gestionale consente di simulare l'intervento della Pubblica Amministrazione nel settore e di misurare quindi gli effetti delle diverse politiche di gestione dal punto di vista biologico, economico e sociale. Il modulo biologico simula l'evoluzione dello stato della biomassa per gli stock interessati all'attività di pesca mediante un modello strutturato per classi di età. Il modulo economico simula l'evoluzione dello stato della flotta nell'area geografica di interesse. Infine, il modulo relativo alle variazioni di stato permette di disegnare, mediante alcune predefinite regole, il comportamento degli operatori in termini di investimenti di breve e lungo periodo.

Il modello simula l'evoluzione del settore per un numero di anni definito dall'utente. L'*output* finale è rappresentato quindi dalle serie storiche simulate per tutte le variabili considerate nello

schema logico-concettuale del modello. È previsto in *output* anche una valutazione sintetica della misura gestionale simulata. Ciò avviene considerando il risultato economico generale calcolato in termini di profitti netti, di costi di gestione sostenuti dalla Pubblica Amministrazione per l'attuazione della misura, di costi sociali dovuti alla misura gestionale adottata e relativi, in particolare, ad eventuali riduzioni del numero di occupati nel settore. Il risultato così ottenuto viene, infine, completato da una valutazione di tipo biologico basata sulla stima dell'andamento nel tempo di specifici parametri biologici.

## Classe di modelli HDA

La classe di modelli HDA comprende tre modelli sviluppati a partire dal 2007 per generare proiezioni future su un set di indicatori biologici e socio-economici per la pesca italiana. I modelli di questa classe seguono un approccio prevalentemente economico alla modellizzazione. Approccio che trova il suo *background* nel modulo economico del modello BIRDMOD. Questi modelli possono essere considerati come delle varianti di BIRDMOD, dove il modulo biologico è assente o sviluppato secondo un approccio semplificato e generalmente basato sui modelli logistici. La semplificazione del modulo biologico è finalizzata a rendere i modelli utilizzabili anche in contesti caratterizzati da scarsità di dati biologici.

Non solo la componente biologica, ma anche quella economica di BIRDMOD è stata modificata nei modelli HDA. In particolare, alcune variabili socio-economiche sono state aggiunte nello schema logico-concettuale del modello, per permettere la stima di particolari indicatori richiesti specificatamente dagli obiettivi dell'analisi.

La classe HDA include modelli di simulazione multispecie e multi-attrezzo disegnati per stimare i potenziali effetti di misure gestionali basate principalmente su restrizioni dello sforzo di pesca nel breve e nel lungo termine. Le simulazioni sono condotte per step successivi ad intervalli regolari lungo l'orizzonte temporale definito per le previsioni. In questo senso, i modelli di classe HDA sono dinamici.

Il modello HDA0.1 è costituito unicamente da un modulo economico e un modulo gestionale e può essere associato ad un qualsiasi modello biologico secondo un approccio non-integrato. In questo caso, il modello biologico stima l'ammontare di catture risultante da una particolare misura gestionale per un certo numero di anni. Sulla base delle catture e della misura gestionale adottata, HDA0.1 prevede il risultato economico per i segmenti di flotta coinvolti nel caso studio. L'approccio non-integrato non permette però di considerare il comportamento degli operatori e le decisioni di investimento (o disinvestimento) come reazione all'implementazione delle misure. Questo approccio è stato utilizzato all'interno dei Piani di Gestione redatti dalle autorità italiane in esecuzione dell'art. 19 del Regolamento Mediterraneo (Accadia *et al.*, 2009). Approcci integrati sono invece stati adottati nei modelli HDA1.1 e HDA1.2. Oltre ai moduli gestionale ed economico, questi due modelli prevedono quindi anche i moduli biologico e delle variazioni di stato. In particolare, il modulo biologico di HDA1.1 si basa sul modello di Schaefer in non-equilibrio, mentre la componente biologica del modello HDA1.2 utilizza il modello di Schaefer nella sua formulazione di lungo periodo. Entrambi questi modelli sono stati utilizzati nell'ambito di uno studio per valutare una serie di scenari gestionali alternativi suggeriti dalla Commissione europea per la riforma della Politica Comune della Pesca del 2012. HDA1.1 è stato utilizzato per le diverse tipologie di pesca della Sicilia, mentre HDA 1.2 è stato applicato alla GSA 17, ovvero l'area di mare antistante le coste delle regioni Friuli Venezia Giulia, Veneto, Emilia Romagna, Marche, Abruzzo e Molise.

L'*output* dei modelli di classe HDA consiste nelle serie storiche simulate per le variabili biologiche e socio-economiche incluse nella struttura logico-concettuale del modello.

## Bibliografia

- Accadia P., Gambino M., Sabatella R., Spagnolo M. (2009) - *An adaptive management plan for the Italian fisheries*. EAFE Conference 2009 (European Association of Fisheries Economists), Malta.
- Accadia P., Spagnolo M. (2006) - *A bio-economic simulation model for the Italian fisheries*. Proceedings of the Thirteenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics & Trade (IIFET), Portsmouth, UK. *The International Institute of Fisheries Economics & Trade*, Corvallis, Oregon: CD-ROM Format.
- Ceriola L., Accadia P., Massa F., Mannini P., Milone N., Ungaro N. (2008) - A bio-economic indicators suite for the appraisal of the demersal trawl fishery in the Southern Adriatic Sea (Central Mediterranean). *Fisheries Research*, 92 (2-3): 255-267.
- Cobb C.W., Douglas P.H. (1928) - A Theory of Production. *American Economic Review*, 18 Suppl.: 139-165.
- Fox W. J. (1970) - An exponential surplus yield model for optimising exploited fish population. *Transactions of the American Fisheries Society*, 99 (1): 80-88.
- Gordon H.S. (1953) - An economic approach to the optimum utilization of fishery resources, *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 10(7): 442-457.
- Gordon H.S. (1954) - The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62(2): 124-142.
- Placenti V., Rizzo G., Spagnolo M. (1992) - A Bio-Economic Model for the Optimization of a Multi-Species, Multi-Gear Fishery: The Italian Case, *Marine Resources Economics*, 7: 275-295.
- Schaefer M. B. (1954) - Some aspects of the dynamics of population important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1: 26-56.
- Schaefer M. B. (1957) - Some considerations of populations dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. *Journal of Fisheries research Board of Canada*, 14(5): 669-681.

## 17.3 Impatto del progresso tecnologico sul livello di sovraccapacità della flotta italiana

Gambino M.

La sovraccapacità delle flotte di pesca è considerata una delle cause principali del declino delle risorse alieutiche, a livello italiano e mondiale in generale. Nonostante gli sforzi che l'Amministrazione Italiana ha profuso per la riduzione della capacità, con l'adesione sin dai primi anni ottanta ai Programmi comunitari di orientamento pluriennale (POP), l'equilibrio sostenibile tra la capacità e le possibilità di pesca non risulta ancora pienamente raggiunto.

Il mancato raggiungimento dell'equilibrio tra capacità di pesca e risorse alieutiche è in gran parte da attribuire al fatto che, nel corso degli anni, la ricerca scientifica e gli interventi normativi e gestionali si sono concentrati per lo più sul monitoraggio delle catture e dello stato degli stock, piuttosto che su un'attenta definizione e quantificazione della capacità e dello sforzo di pesca che incorporasse alcuni fattori, quali innanzitutto il progresso tecnologico, il tipo o le dimensioni degli attrezzi da pesca utilizzati, correlati alle specificità delle singole flotte. In particolare, la rapida crescita tecnologica, che ha condotto negli anni ad un notevole incremento della produttività di alcune flotte e, dunque, dell'intensità di pesca, è stata per molto tempo un fattore sottovalutato. Analisi condotte in Italia sugli effetti dei programmi generalizzati di riduzione della capacità di pesca (Sabatella e Spagnolo, 2004) hanno dimostrato come, tra il 1997 e il 2002, la riduzione nominale di capacità della flotta italiana ammontasse ad appena il 2% annuo, sia in termini di tonnellaggio che di potenza motrice, ben al di sotto del tasso di crescita dell'efficienza tecnologica, stimato a livello comunitario intorno al 4% annuo (Villasante e Sumaila, 2010). Tuttavia, gli stessi

dati indicano che, negli anni compresi tra il 1997 e il 2002, gli obiettivi numerici del Programma di orientamento pluriennale (POP) sono stati pienamente conseguiti sia in termini di stazza che di potenza motrice.

## Capacità, sforzo di pesca, sovraccapacità e progresso tecnologico

La capacità di pesca è comunemente definita come la capacità di una nave o di un gruppo di navi di catturare pesci. Essa è comunemente associata ai fattori produttivi o *input* impiegati nell'attività di pesca e può essere quantificata sulla base di due tipi di indicatori principali:

- le caratteristiche fisiche del peschereccio
- le caratteristiche degli attrezzi da pesca.

La capacità di pesca è tradizionalmente quantificata sulla base delle caratteristiche del peschereccio. Gli indicatori attualmente applicati sono la stazza del natante, che indica il suo volume interno, e la potenza propulsiva dei suoi motori o potenza motrice.

Ciò, tuttavia, non riflette l'effettiva dimensione della capacità effettiva che, in funzione del tipo di pesca, dovrebbe includere altre variabili fisiche immediatamente quantificabili. In tal senso, anche a fini amministrativi e gestionali, negli ultimi anni ci si sta sempre più orientando verso una quantificazione della capacità che incorpori anche altri elementi, quali il volume delle stive per il pesce, la capacità di congelamento, la potenza di traino.

La capacità rappresenta una componente fondamentale dello sforzo di pesca. Quest'ultimo essendo un concetto piuttosto astratto, la cui dimensione dipende dall'insieme dei fattori produttivi applicati nel processo di produzione, richiede procedure di stima, qualitativa e quantitativa, piuttosto complesse. Proprio per la complessità e la eterogeneità dei fattori produttivi incorporati nello sforzo di pesca, a livello comunitario è stato adottato un criterio di stima "oggettivo", definito dal prodotto tra la capacità e i giorni di attività di un battello. Così anche nel diritto italiano e comunitario, lo sforzo di pesca di un peschereccio o di una flotta è il prodotto della sua capacità, in termini di stazza e potenza motrice, e della sua attività, quest'ultima calcolata in base al tempo trascorso in una determinata area di pesca.

Strettamente connesso ai concetti di capacità e sforzo di pesca è quello di utilizzazione di capacità, definita come il livello di capacità o, alternativamente come il tasso di catture attuali o potenziali, raggiungibile da un battello al massimo della sua capacità. Qualora il livello attuale di capacità risulti al di sotto del livello potenzialmente raggiungibile, una flotta di pesca si trova in una situazione di eccesso di capacità o sovraccapacità. L'eccesso di capacità è essenzialmente un fenomeno di breve periodo, relativo alla sottoutilizzazione di un battello, che può essere ricondotto a molteplici cause, quali ad esempio l'abbassamento temporaneo dei prezzi di mercato, l'innalzamento dei costi, interventi gestionali. Negli ultimi anni, ad esempio, l'incremento del costo del gasolio ha indotto numerose marinerie italiane, soprattutto impegnate nella pesca a strascico, a ridurre in maniera considerevole i giorni di attività. Così come le misure gestionali legate al fermo pesca temporaneo creano una situazione temporanea di eccesso di capacità. Diverso è il caso dell'imposizione di quote di catture per la pesca del tonno rosso, restrizione destinata a perdurare nel tempo e dunque causa di sovra capitalizzazione del settore.

La sovra capitalizzazione è, infatti, un fenomeno economico di lungo periodo, che si verifica quando la dimensione attuale di una flotta è maggiore di quanto sia necessaria per raggiungere lo stesso livello di catture o un livello produttivo anche maggiore. Un settore di pesca si trova,

dunque, in una situazione di sovra-capitalizzazione quando lo stesso livello di catture o di ricavi potrebbe essere raggiunto con un minore impiego di *input*.

L'eliminazione della sovraccapacità è uno dei maggiori obiettivi della gestione della pesca. Ad essa, infatti, sono legate gran parte delle problematiche che affliggono il settore della pesca italiano e mondiale in generale, quali innanzitutto la sovra-capitalizzazione, l'eccesso di occupazione, il sovrasfruttamento degli stock, la diminuzione dei ricavi. Le attuali procedure di stima, tuttavia, raramente prendono in considerazione la variazione di capacità conseguente alla introduzione di elementi innovativi all'interno del processo produttivo. Ciò implica che la stima della capacità assume una prospettiva "dinamica" contrapposta a quella "statica", calcolata sulla base dei parametri fisici dell'imbarcazione. Infatti, non si può raggiungere una corretta misura della capacità e, di conseguenza, della sovraccapacità, se non si includono nella sua stima anche gli effetti del progresso tecnologico.

## Stima dell'inefficienza tecnica e dell'impatto del progresso tecnologico

Nella letteratura economica il progresso tecnologico esprime l'incremento di produttività misurata sia in termini quantitativi, attraverso l'incremento delle unità prodotte per le unità impiegate di *input*, sia in termini economici, attraverso l'incremento unitario del valore della produzione per unità impiegata di *input*. Traslato al contesto della pesca, il progresso tecnologico rende un battello maggiormente efficiente, permettendo una maggiore capacità di catturare pesci per unità di stazza o potenza motrice.

Al fine di determinare gli effetti del progresso tecnologico sulle flotta di pesca, occorre prendere in considerazione una varietà di possibili elementi quali, ad esempio, il materiale di costruzione dello scafo e degli attrezzi da pesca, l'attrezzatura elettronica, sia per la navigazione che per la ricerca dei pesci, il design della barca. Alle caratteristiche fisiche del battello, occorre aggiungere anche altri elementi non strettamente connessi allo sforzo di pesca, come quelli relativi agli aspetti organizzativi e motivazionali dei pescatori. L'efficienza tecnologica di un battello costruito negli anni settanta non può evidentemente essere paragonata a quella di un battello costruito negli anni 2000. Per questa ragione, per una corretta quantificazione dello sforzo di pesca, la variabile relativa al progresso tecnologico deve essere inglobata nella sua misurazione, al fine di correggere opportunamente il corrispondente coefficiente di catturabilità. È stato stimato, ad esempio, che tra il 1965 e il 1995, il coefficiente tecnologico di tredici tipologie di pesca sia cresciuto di oltre il 270%, passando da 0,53 nel 1965 a 1,98 nel 1995 con un tasso di crescita annuo di quasi il 9% (Fitzpatrick, 1997). Studi analoghi condotti in anni più recenti a livello internazionale hanno stimato a livello comunitario un tasso annuale di crescita dell'efficienza tecnologica compresa tra il 4 e il 5% (Villasante e Sumaila, 2010).

Tali risultati comparati con il tasso di riduzione annuale della capacità di pesca della flotta italiana, espressa sia in termini di stazza che di potenza motrice, chiaramente dimostrano come, soprattutto negli anni compresi tra il 1990 e il 2005, l'efficienza tecnologica sia cresciuta a ritmi più elevati rispetto alla riduzione della capacità, in parte vanificando gli effetti della politica strutturale di riduzione della capacità di pesca.

Nel tentativo di raggiungere un appropriato equilibrio fra risorse disponibili e sforzo di pesca, si è, quindi, resa essenziale una stima accurata del progresso tecnologico, che tenesse conto delle peculiarità del sistema ittico italiano e delle forti disparità esistenti tra i diversi sistemi di pesca.

La stima del progresso tecnologico può avvenire essenzialmente sulla base di due distinte metodologie:

- il calcolo statistico di indicatori relativo alle catture per unità di sforzo (CPUE);
- l'analisi econometrica per la stima dell'efficienza tecnica.

Riguardo alla prima tipologia di indicatori, le CPUE sono degli indici di produttività che possono essere utilizzati sia per analisi temporali sia per confronti orizzontali tra imprese di pesca ad un dato istante. Il rapporto catture per unità di sforzo mette a confronto la variazione della produzione con le variazioni unitarie dello sforzo (*input*) e si basa sull'assunto che un incremento del progresso tecnologico dovrebbe comportare un aumento della mortalità di pesca e dunque delle catture all'aumentare unitario dello sforzo. Di conseguenza, all'aumentare dello sforzo, il rapporto tra catture e unità di sforzo impiegate da una flotta di pesca dovrebbe evidenziare una tendenza crescente nel tempo. Al contrario, qualora il CPUE rimanga costante o decresca, si può essere in una situazione di eccesso di pesca e, potenzialmente, di sovraccapacità.

Tuttavia l'andamento delle CPUE esige una corretta e attenta interpretazione e va analizzato nell'ambito di una lunga e omogenea serie storica. Ad esempio, osservando l'andamento delle CPUE della flotta italiana tra il 2004 e il 2009 (figura 17.1), emerge un andamento piuttosto diversificato per sistema di pesca: a fronte di uno sforzo di pesca in calo per tutti i segmenti produttivi, ad eccezione dei palangari e delle draghe, le catture per unità di sforzo, nel periodo considerato, sono diminuite solo per i palangari, mentre hanno mostrato un andamento in crescita le CPUE della volante a coppia e della circuizione. In particolar modo per lo strascico – il segmento produttivo più rilevante dal punto di vista di volumi sbarcati, a fronte di una progressiva diminuzione dello sforzo di pesca – i risultati raggiunti in termini di catture per unità di sforzo non hanno subito variazioni consistenti.

Una stima più corretta e puntuale del progresso tecnologico è fornita dall'analisi econometrica delle frontiere di produzione, il cui spostamento nel tempo implica l'esistenza di progresso tecnico. La stima delle frontiere di produzione si basa sulla definizione classica di efficienza tecnica di un'impresa, che consiste nell'abilità di ciascuna unità produttiva di raggiungere il massimo livello produttivo dato un set di fattori produttivi o di *input* (Farrell, 1957). Una volta definita la frontiera di produzione dell'impresa di pesca più efficiente, l'efficienza tecnica è definita come il rapporto (TE) tra l'attuale produzione di una imbarcazione e la sua potenziale produzione rappresentata dalla frontiera stessa. Di conseguenza, un rapporto TE pari ad uno identifica un'impresa tecnicamente efficiente. Un rapporto TE inferiore ad uno implica che l'impresa si trova al di sotto della frontiera ed è, dunque, tecnicamente inefficiente.

La frontiera di produzione è comunemente stimata attraverso due approcci econometrici alternativi:

- la stima stocastica delle frontiere di produzione (SPF);
- il Data Envelopment Analysis (DEA).





Figura 17.1 - Andamento dello sforzo e delle catture per unità di sforzo per sistemi di pesca, anni 2004-2009.

La stima stocastica delle frontiere di produzione ipotizza l'esistenza di una relazione funzionale tra la produzione e le componenti dello sforzo di pesca:

$$Y_{it} = f(x_{it}, \beta) \quad (\text{eq. 1})$$

dove  $Y$  rappresenta l'*output*,  $x_i$  il vettore degli *input* e  $\beta$  i parametri da stimare. La funzione di produzione stocastica si ottiene introducendo il livello di efficienza  $\xi_{it}$  per la singola impresa di pesca  $i$  al tempo  $t$ :

$$Y_{it} = f(x_{it}, \beta) \xi_{it} \quad (\text{eq. 2})$$

La presenza del fattore  $\xi_{it}$  implica la possibilità che la generica impresa di pesca  $i$  non raggiunga il massimo rendimento ottenibile, dato il livello tecnologico incorporato nella funzione di produzione.  $\xi_{it}$  varia in un intervallo compreso tra 0 e 1. Un livello pari ad 1 implica il massimo livello di efficienza. Al contrario, l'inefficienza tende ad aumentare quanto più  $\xi_{it}$  si avvicina allo 0. Inserendo il termine di errore  $v_{it} \approx N(0, \sigma_v^2)$  normalmente distribuito, l'equazione diviene:

$$Y_{it} = f(x_{it}, \beta) \xi_{it} v_{it} \quad (\text{eq. 3})$$

Assumendo che  $u_{it} = -\ln(\xi_{it})$ , dove  $u_{it} \approx N(\mu, \sigma_u^2)$  è una distribuzione normale troncata, con  $0 < \xi_{it} \leq 1$  e considerando i logaritmi naturali di entrambi i lati dell'equazione 3, si ottiene la seguente formula:

$$\ln(Y_{it}) = \ln[f(x_{it}, \beta)] + v_{it} - u_{it} \quad (\text{eq. 4})$$

Se la funzione di produzione è una Cobb-Douglas, si otterrà:

$$\ln(Y_{it}) = \beta_0 + \beta_q \sum_j \beta_q \ln x_{it} + v_{it} - u_{it} \quad (\text{eq. 5})$$

Il termine  $u_{it}$ , che misura l'effetto dell'inefficienza, si può assumere costante o variabile nel tempo. In questo secondo caso  $u_{it}$  varia in funzione dell'equazione 6:

$$u_{it} = \exp\{-\eta(t-T_1)u_i\} \quad (\text{eq. 6})$$

Per  $\eta > 0$  il grado di inefficienza diminuisce, per  $\eta < 0$  aumenta, per  $\eta = 0$  l'inefficienza è costante, per cui il modello è costante o *time-invariant*.

L'approccio non parametrico DEA è una tecnica di programmazione lineare che, a differenza della stima stocastica delle frontiere di produzione, non richiede la specificazione e la stima di una funzione di produzione. Il DEA stima la frontiera di riferimento sulla base delle unità produttive realmente esistenti, il che permette una stima molto flessibile della frontiera di produzione. Si tratta, tuttavia, di un approccio deterministico, che non tiene conto della presenza della componente stocastica dei dati, per cui una variazione nei dati di *output* dovuta a shock esterni, o a errori di misurazione, è sempre attribuita all'inefficienza tecnica.

Il DEA è orientato all'*output* se misura di quanto il livello produttivo può essere proporzionalmente aumentato senza modificare la quantità dei fattori produttivi impiegati. Alternativamente è orientato all'*input* se misura di quanto si può ridurre l'impiego degli *input* utilizzati lasciando inalterato l'*output*.

La formulazione matematica *output oriented* del DEA, dato l'uso corrente degli *input* disponibili e rendimenti di scala variabili, è:

$$\text{Max } \theta \quad (\text{eq. 7})$$

Con :

$$\theta u_{0,m} \leq \sum_j z_j u_{j,m} \quad \forall m$$

$$\sum_j z_j u_{j,n} \leq x_{0,n} \quad \forall n$$

$$\sum_j z_j = 1$$

$$z_j \geq 0$$

Dove  $\theta$  è uno scalare, che indica di quanto la produzione di ciascuna impresa può aumentare, utilizzando gli *input* (variabili e fissi) in maniera efficiente.

$u_{j,m}$  è l'*output* prodotto dall'impresa  $j$ ,

$x_{j,n}$  è la quantità di *input* impiegati dall'impresa  $j$

$z_j$  sono i fattori di ponderazione che misurano la distanza dell'impresa  $j$  dalla frontiera di produzione.

Il valore  $\theta$  è stimato per ciascuna barca separatamente, con  $u_{0,m}$  e  $x_{0,n}$  che denotano rispettivamente il livello *target* di *output* e di *input*.

I fattori di *input* includono sia i fattori di produzione fissi che variabili, che sono vincolati ai loro livelli correnti. La restrizione  $\sum_j z_j = 1$  considera rendimenti di scala variabili.

In questo modo l'efficienza tecnica (TE) è stimata:

$$TE = 1/\theta \quad (\text{eq. 8})$$

Essa rappresenta il livello di massima espansione dell'*output* attraverso l'impiego efficiente degli *input*.

Un'analisi empirica applicata alla flotta a strascico e alle volanti dell'Alto e Medio Adriatico sulla base della metodologia DEA (Gambino, 2004) ha dimostrato che, in entrambe le flotte considerate, oltre l'80% dei battelli operavano al limite della propria capacità e, quindi, erano quasi tutti efficienti. Un limite nell'applicazione di questa metodologia alla pesca italiana può attribuirsi al fatto che nell'analisi delle componenti della capacità sono stati trascurati fattori quali l'abilità dei pescatori o l'utilizzo delle tecnologie in dotazione. Tali fattori possono rappresentare una discriminante nell'efficienza dei diversi battelli e, dunque, nella relativa stima della capacità di pesca.

Inoltre, la natura essenzialmente casuale (*random*) e molto variabile dell'attività di pesca nel Mediterraneo rende la stima stocastica e parametrica delle funzioni di produzione preferibile rispetto al DEA. Studi comparativi applicati al contesto della pesca italiana (Coppola *et al.*, 2004) dimostrano che il DEA risulta meno attendibile rispetto alla stima stocastica in settori di pesca omogenei, dove è possibile stimare con un certo grado di precisione un'unica funzione di produzione.

Per queste ragioni l'analisi dell'efficienza tecnica applicata alla flotta italiana, fin dagli anni novanta, si è maggiormente concentrata sull'applicazione delle frontiere di produzione (Coppola, 1998). Un ulteriore vantaggio dell'approccio SPF consiste nel fatto che il progresso tecnologico può essere facilmente stimato anche attraverso la stima di rendimenti di scala. Rendimenti di scala crescenti rappresentano, infatti, una misura del progresso tecnologico nell'ipotesi di costanza dello stock ittico. Ad esempio, l'applicazione di una funzione Cobb-Douglas alla serie

storica 1972-2000 della flotta a strascico del centro e Nord Adriatico ha misurato rendimenti di scala crescenti, prossimi al 2% annuo. In particolare, è stata testata la seguente equazione 9, in cui il valore totale della produzione QP (quantità x prezzi) è posto in relazione alla stazza (tsl) e allo sforzo di pesca (kWG), espresso come il prodotto tra la potenza motrice e i giorni di pesca (kW x Gg pesca):

$$\ln(QP) = -4.68 + 0.21 \ln(kWG) + 1.21 \ln(tsl) + 0.63 \ln(QP)_{-1} + 0.01 \ln(kWG)_{-1} - 0.21 \ln(tsl)_{-1} \text{ (eq. 9)}$$

Nella tabella 17.1 sono riportati i risultati della regressione e i relativi test statistici. In essa si evidenzia che i rendimenti di scala, che nella Cobb Douglas sono pari alla somma dei coefficienti, sono crescenti (1,85). Il che significa che l'*output* cresce in maniera più che proporzionale rispetto al maggiore impiego degli *input* considerati. Tale risultato si giustifica considerando che, nell'ipotesi di costanza dello stock, la produttività crescente è funzione esclusivamente del progresso tecnologico.

L'elasticità dei fattori di breve periodo, ovvero il rapporto tra la variazioni dell'*output* rispetto ad una variazione unitaria di uno dei due fattori  $[\Delta(\log Y)/\Delta(\log X)]$ , poiché le variabili sono espresse in logaritmi, è pari al valore dei coefficienti stimati. Quindi, nel modello stimato l'elasticità di impatto è pari 0,21 per kWG e a 1,21 per il tsl. Tali valori misurano di quanto aumenta la produzione rispetto ad un aumento percentuale rispettivamente di kWG e del tsl.

**Tabella 17.1 - Stima di una Cobb Douglas dinamica**

			Test Statistici		
	Coefficiente (Std Error)	t-Statistic (Prob)	R <sup>2</sup>		
				0.89	0.81
C	-4.68 (3.19)	-1.46 (0.15)	Adjusted R <sup>2</sup>	0.86	0.79
LkWG	0.21 (0.30)	0.70 (0.48)	Standard Error	0.12	0.15
Ltsl	1.21 (0.56)	2.15 (0.04)	Sum squared resid	0.31	0.60
LQP(-1)	0.63 (0.17)	3.63 (0.00)	Log likelihood	23.23	15.18
LkWG(-1)	0.01 (0.34)	0.04 (0.96)	Durbin-Watson	2.05	1.15
Ltsl(-1)	-0.21 (0.57)	-0.37 (0.71)	Autocorrelation Breush	0.06	5.26
			Godfrey F-stat (P)	(0.8)	(0.03)
			Autocorrelation Breush	0.08	5.04
			Godfrey Obs*R2 (P)	(0.77)	(0.02)
			White Heteroskedasticity test	0.6	0.68
			F-stat (P)	(0.8)	(0.61)
			White Heteroskedasticity test	7.29	2.94
			Obs*R2 (P)	(0.7)	(0.56)

Da G. Coppola *et al.*, (2002).

L'elasticità di lungo periodo (o di equilibrio) misura quanto è grande nel lungo periodo la variazione sulla variabile dipendente, indotta da una modificazione permanente della variabile esplicativa. Si dimostra che per ciascuna variabile indipendente è pari al rapporto tra la somma dei coefficienti (ritardati e non) della variabile indipendente sul complemento ad 1 del coefficiente della variabile

dipendente ritardata<sup>1</sup>. Nel modello stimato le elasticità di lungo periodo sono rispettivamente 0,59 per kWG e 2,70 per il tsl. Tali stime sono coerenti con la teoria economica. La maggiore produttività marginale del tsl rispetto allo sforzo aggregato kWG conferma, infatti, la tendenza nel lungo periodo a preferire un maggiore impiego del fattore capitale rispetto allo sforzo.

I risultati di questa applicazione sono stati confortati anche da studi analoghi, in cui è stata stimata una frontiera di produzione stocastica ad un *panel* di imbarcazioni, comprese tra il 2000 e il 2003, relative allo strascico e alla piccola pesca del Tirreno e del centro e Nord Adriatico. I modelli econometrici stimati hanno verificato per tre dei quattro segmenti analizzati, con l'unica eccezione della piccola pesca tirrenica, l'esistenza di rendimenti di scala crescenti (Coppola *et al.*, 2004).

In conclusione, la stima della capacità e dello sforzo di pesca basata su metodologie di calcolo che non tengono conto del progresso tecnologico incorporato nei fattori produttivi dell'imbarcazione dà luogo a risultati distorti e determina il sottodimensionamento dei valori reali. Nel caso italiano, ad esempio, ad una riduzione annua di capacità del 2% ha fatto riscontro un incremento di sforzo misurabile in un intervallo fra il 2% e il 4% per anno. È, quindi, del tutto evidente che il processo di riequilibrio fra sforzo di pesca e risorse biologiche disponibili non può dare luogo a risultati soddisfacenti, atteso che lo sforzo di pesca effettivo risulta sistematicamente maggiore di quello calcolato sulla base del metodo di calcolo previsto dalla regolamentazione comunitaria.

## Bibliografia

- Coppola G., Gambino M., Placenti V., Spagnolo M. (2002) - *The relationship between fleet capacity, landings and the component parts of fishing efforts: the Italian case study*. XIV Conferenza EAFE, Faro, Portogallo.
- Coppola G., Gambino M., Spagnolo M. (2004) - *Alternative Approaches to Evaluating Multispecies Fishery Efficiency*. XII Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade (IIFET), University of Marine Science and Technology, Tokyo.
- Coppola G., Pascoe S. (1998) - Surplus Production Model with nonlinear Catch-Effort. *Marine Resource Economics*. Volume 13(1): 37-50.
- Farrell M.J. (1957) - The Measurement of Productive Efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society*, series A, CXX, Part 3: 253-290.
- Fitzpatrick J. (1997) - Technology and Fisheries Legislation, In: *Precautionary approach to fisheries. Part 2: scientific papers*. FAO, Fisheries Technical Paper, 350/2, Roma: 191-199.
- Gambino M. (2004) - Applicability of English Channel methodology to Mediterranean fisheries. *AdriaMed Seminar on Fishing Capacity: Definition, Measurement and Assessment*. FAO-MiPAF Scientific Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Adriatic Sea. *AdriaMed Technical Documents*. GCP/RER/010/ITA/TD-13: 92-100.
- Sabatella E.C., Spagnolo M. (2004) - *The impact of the EU Buy-back scheme on the Italian Fleet: The Northern and Central Adriatic bottom trawler case*. Proceedings of the "International workshop on fishing vessel and licence Buy-back programs", La Jolla, University of California.
- Villasante S., Sumaila U.R. (2010) - Estimating the effects of technological efficiency on the European fishing fleet. *Marine Policy*, 34: 720-722.

## Fonti normative

- Legge 14 febbraio 1994, n. 124, "Ratifica ed esecuzione della convenzione sulla biodiversità, con annessi, fatta a Rio de Janeiro il 5 giugno 1992".
- Legge 2 dicembre 1994, n. 689, "Ratifica ed esecuzione della Convenzione delle Nazioni Unite sul diritto del mare, con allegati e atto finale, fatta a Montego Bay il 10 dicembre 1982, nonché dell'accordo di applicazione della parte XI della convenzione stessa, con allegati, fatto a New York il 29 luglio 1994".

<sup>1</sup>Nel modello dinamico, l'elasticità di lungo periodo di kWG è  $(\beta_2 + \beta_3) / (1 - \beta_4)$  e del tsl è  $(\beta_3 + \beta_6) / (1 - \beta_4)$ .

