AGCI AGRITAL
ASSOCIAZIONE GENERALE COOPERATIVE ITALIANE
Settore Agro Ittico Alimentare

Programma Nazionale Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura 2017-2019
Annualità di proroga 2021

Approccio ecosistemico per la gestione delle risorse biologiche del mare per un aumento della sostenibilità della pesca

Ottobre 2021

ISTITUTO COOPERATIVO DI RICERCA

Tavola dei contenuti

Introduzione 5

Flussi di energia e reti trofiche 17

Verso un approccio ecosistemico 28

Lo scenario mediterraneo..... 51

Conclusioni 70

Bibliografia 79

Lista delle figure

Figura 1. I pesci grandi mangiano i pesci piccoli, stampa su disegno di Pieter Bruegel il Vecchio (1525-1569) del 1557, di Pieter van Der Heyden (Image courtesy of Metropolitan Museum of Art, Pubblico dominio, https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=15246159). 6

Figura 2. Due studiosi del XIX secolo, coetanei ma divisi dalle idee sullo sfruttamento delle risorse del mare, teoriche per Thomas Huxley (1825-1895), a sinistra, e basate su esperienze pratiche di campo per Karl Möbius (1825-1908), a destra (fonte: https://www.flickr.com/pho-tos/internetarchivebookimages/14767496174/ e https://alche¬tron.com/cdn/karl-mbius-84d5b305-00fb-44dc-9a78-409db0dc310-resize-750.jpg). 8

Figura 3. I tre pilastri dello sviluppo sostenibile e gli attributi emergenti derivanti dall'intersezione a coppie dei pilastri 12

Figura 4. Un esempio di rete trofica di un ecosistema marino del Pacifico nord-occidentale. Le relazioni trofiche fra gli organismi sono rappresentate da frecce che puntano verso il consumatore. Anche se ogni specie ha le sue caratteristiche peculiari, si possono riconoscere dei livelli in cui, approssimativamente, cadono tutti gli organismi che svolgono la medesima funzione (es. gli erbivori al secondo livello) e le immagini a destra rappresentano alcuni organismi tipici dei diversi livelli (modificato da http://www.gfdl.noaa.gov/). 19

Figura 5. Rappresentazione schematica del flusso di energia da un livello trofico (*n-1*) a quello superiore (*n*). La produzione espressa dal livello trofico inferiore (P_{n-1}) è sempre maggiore di quella del livello trofico successivo (P_n). La larghezza dei diversi canali è solo indicativamente proporzionale al flusso di energia. Per il livello trofico *n*: I_n, contenuto energetico della biomassa ingerita; F_n, contenuto energetico delle deiezioni; A_n, energia assimilata; R_n, respirazione (costi metabolici). Modificato da Townsend et al. (2000). 20

Figura 6. Due delle tipologie di controllo del flusso energetico negli ecosistemi marini descritte da Cury et al. (2003). 25

Figura 7. La pesca, come consumatore apicale in una rete trofica marina, si colloca ad un livello che nessun organismo animale potrebbe occupare e lo fa grazie alla disponibilità di fonti energetiche esterne al sistema (es. carburanti). 27
Figura 8. Umberto D'Ancona (1896-1964), a sinistra, e Vito Volterra (1860-1940), a destra (modificata da https://www.vglobale.it/2018/05/26/un-mercato-del-pesce-un-biologo-attento-e-un-matematico-curioso/). 30
Figura 9. Andamento della percentuale di Selaci nello sbarcato del porto di Fiume dal 1914 al 1923 (dati da Braun, 1993). 31
Figura 10. Una rappresentazione pittorica del concetto di "Fishing Down Marine Food Webs". All'aumento delle catture segue un calo del livello trofico delle stesse e poi, progressivamente, un calo dell'abbondanza complessiva del pescato (da http://teachoceanscience.net/). 39
Figura 11. Andamento del livello trofico degli sbarchi dal 1950 al 1994 per il Mar Mediterraneo: a) diminuzione del livello trofico medio degli sbarchi da 3.1 a 2.9, b) andamento del livello trofico medio rispetto alle catture (modificato da Pauly et al., 1998). 40
Figura 12. Posizione geografica dei Grandi Ecosistemi Marini considerati e relativi acronimi (a). Analisi della relazione tra la percentuale di produzione primaria necessaria a sostenere la pesca (%PPR) ed il livello trofico medio delle catture (b). La dimensione delle bolle è proporzionale alle catture, mentre la barra sotto ogni bolla punta al valore di %PPR, basato sul un modello di produzione noto come VGPM (Behrenfeld & Falkowski, 1997). Quest'ultimo stima livelli di produzione primaria generalmente più elevati e di conseguenza porta a sottostimare il livello di sovrasfruttamento delle risorse alieutiche (modificato da Conti e Scardi, 2010). 43
Figura 13. Posizione geografica dei Grandi Ecosistemi Marini considerati e relativi acronimi (a). Correlazione lineare positiva e significativa ($r = 0.5604$, $p < 0.05$) tra il livello trofico medio delle catture e la variabilità temporale della produzione primaria (b). Modificato da Conti e Scardi (2010). 44
Figura 14. Stato di sfruttamento degli stock ittici nel Mar Mediterraneo e Mar Nero per il periodo 1970-2010. A) Andamento del numero degli stock registrati dalla CGPM per anno, B) andamento delle catture per anno, C) il livello trofico medio delle catture per anno. Modificato da Tsikliras et al. (2013). 55

Figura 15. Andamento degli sbarchi annuali nel Mar Mediterraneo nel periodo dal 1970-2014 di tutte le specie per l'intero bacino (a) e con distinzione tra paesi europei (rosso) ed extraeuropei (blu) per specie pelagiche (b), specie demersali (c), crostacei (d), cefalopodi (e) ed elasmobranchi (f). Modificato da Colloca et al. (2017)..... 56

Figura 16. Distribuzione annua media dello sforzo nominale di pesca a strascico nel periodo 2009-2016 (a). Rapporto tra rendimento di pesca per le specie demersali e produzione primaria (b) e sforzo nominale (c), e relazione fra queste ultime due grandezze (d). Modificato da Russo et al. (2019). 60

Figura 17. Produzione primaria media per il 2015 (mg C m^{-2} $giorno^{-1}$)..... 63

Figura 18. Livello trofico medio per cala nei survey MEDITS 2015. 64

Figura 19. Spettri trofici delle catture per le cale MEDITS 2015 nella sottoregione del Mediterraneo Occidentale. La scala degli spettri va da TL 2 a TL 6, ovvero dai puri erbivori ai predatori apicali. 65

Figura 20. Percentuale di produzione primaria a supporto della pesca (%PPR) necessaria a raggiungere una condizione di equiprobabilità fra sovrasfruttamento e sostenibilità in base ai livelli trofici medi delle catture delle cale MEDITS 2015..... 66

Figura 21. Distribuzione per sottoregione e per area considerata della percentuale di produzione primaria necessaria a raggiungere una condizione di equiprobabilità fra sovrasfruttamento e sostenibilità in base ai livelli trofici medi delle catture delle cale MEDITS 2015. 67

Figura 22. Tempo di turnover (in anni) delle catture effettuate nelle calse MEDITS 2015. Sullo sfondo, la produzione primaria media, sempre per il 2015..... 68

Figura 23. Una catastrofe "a cuspide". A parità di valori delle grandezze A e B esistono due stati possibili della risposta biotica a cui si fa riferimento. Il passaggio dall'uno all'altro è rapidissimo e irreversibile in una direzione (percorso rosso) e molto più lento nell'altra (percorso blu). 72

Figura 24. Competizione fra sardina e acciuga nell'ecosistema marino del Southern Benguela. Le due specie sono segregate nello spazio negli anni di bassa biomassa e non lo sono in quelli di alta biomassa, mostrando una competizione densità-indipendente (da Barange et al, 2005). 73

Introduzione

I pescatori dell'antica Grecia sembravano già essere consapevoli del fatto che le loro catture potevano variare in base a svariati fattori, anche del tutto indipendenti dalla loro attività. Aristotele (383/4-322 a.C.), nell'*Historia Animalium* riporta che i pescatori erano a conoscenza del fatto che se altre specie di taglia più piccola, ovviamente non riconosciute come tali all'epoca, erano abbondanti in un dato anno, allora i tonni "adulti", definiti come tali per distinguerli dalle altre specie, sarebbero stati abbondanti negli anni successivi, e viceversa. Già all'epoca, dunque, esisteva una consapevolezza, sia pure *ante litteram*, della variabilità del reclutamento e delle sue conseguenze per la pesca.

Nell'antichità classica le conoscenze in molti campi dello scibile umano erano particolarmente avanzate e le scienze naturali non erano un'eccezione ed in effetti Aristotele se ne occupò attivamente, osservando e descrivendo centinaia di specie animali, studiandone modalità di riproduzione e sviluppo embrionale e distinguendo con certezza i Cetacei come mammiferi e non come pesci. Questo interesse non era però soltanto suo, ma condiviso con altri dei suoi contemporanei e dei suoi discepoli, come Teofrasto (371-287 a.C.), le cui opere botaniche furono utilizzate fino a tutto il Medioevo.

Quando ancora il mondo occidentale viveva delle sole conoscenze già acquisite e l'ipse dixit chiamava in causa prima Pitagora (580/70-495 a.C.) e poi Aristotele, si fece strada, in Inghilterra, il primo caso di controversia sulla pesca che richiedeva un intervento delle autorità e delle norme specifiche. Infatti, risale al XIV secolo il primo caso di una petizione indirizzata alla Camera dei Comuni d'Inghilterra, da poco costituita, per mettere al bando attrezzi da pesca ritenuti dannosi per le risorse sfruttate.

Successivamente, fra il XV ed il XVII secolo, questo tipo di interventi si resero necessari altrove, come ad esempio con provvedimenti che vietavano la pesca a strascico nelle Fiandre e l'uso di attrezzi trainati in altre regioni europee, fino addirittura a punire con la

morte, in Francia, la pesca a strascico. Dunque, anche in un'epoca che non era ancora in grado di produrre nuove conoscenze scientifiche in forma organizzata, la percezione degli effetti di alcuni attrezzi era chiara, almeno in rapporto alla risorsa sfruttata, così come lo era l'idea che le relazioni che regolavano la quantità e la qualità delle catture fossero complesse e legate alle interazioni fra le diverse specie, oltre che fra queste e l'uomo. La stampa riprodotta in fig. 1 è una chiara testimonianza di tutto ciò.

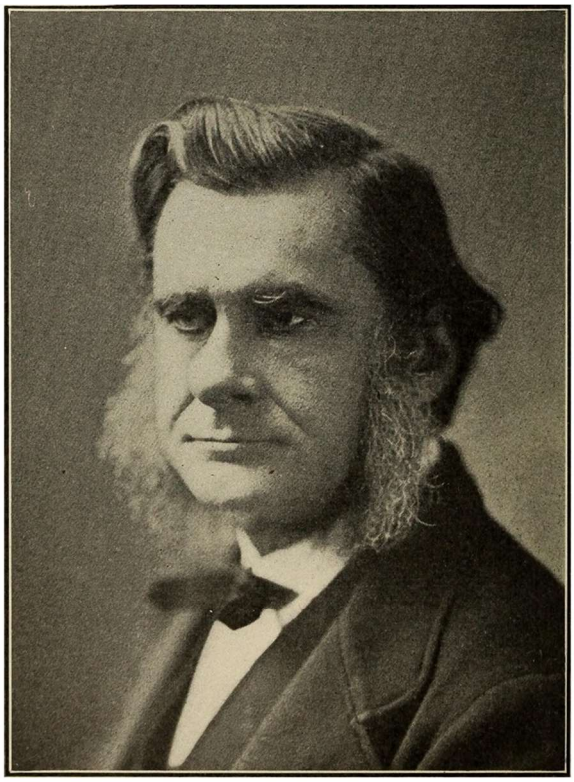
Figura 1. I pesci grandi mangiano i pesci piccoli, stampa su disegno di Pieter Bruegel il Vecchio (1525-1569) del 1557, di Pieter van Der Heyden (Image courtesy of Metropolitan Museum of Art, Pubblico dominio, https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=15246159).

Pur con conoscenze scientifiche molto più avanzate e con la consapevolezza che localmente un eccesso di pressione della pesca poteva causare una riduzione delle catture, ancora intorno alla metà del XIX secolo molti studiosi erano convinti che le risorse del mare fossero

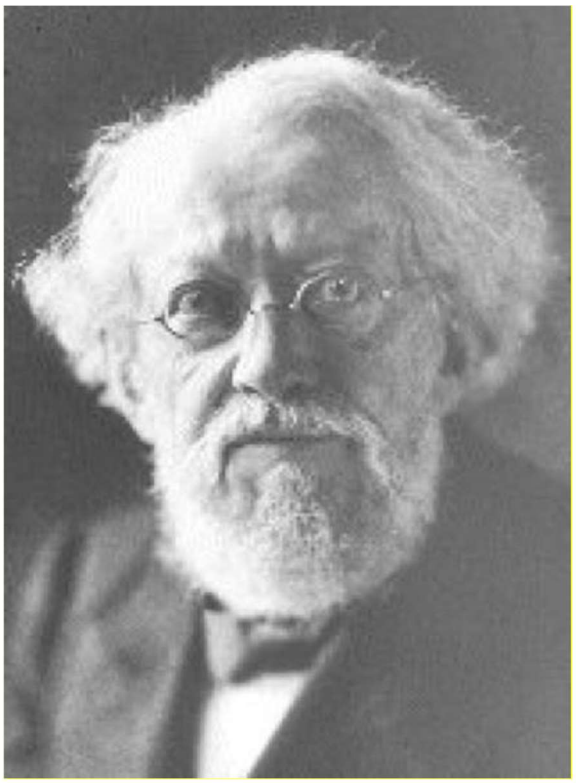
comunque inesauribili. Anche Thomas Huxley (1825-1895, fig. 2), che come strenuo sostenitore dell'evoluzionismo e delle teorie di darwiniane non era certo un pensatore chiuso alle innovazioni, fu fra coloro che ritenevano il mare una sorta di cornucopia inesauribile.

Nella seconda metà del XIX secolo, tuttavia, si fece strada, anche a seguito del crescere delle attività di campo, l'idea che le risorse alieutiche non fossero illimitate e che quindi, come già nei casi ante litteram citati, dovessero essere gestite per poterle conservare.

Nel 1868 Karl Möbius (1825-1908, fig. 2) fu incaricato del Ministero dell'Agricoltura prussiano di studiare lo sfruttamento dei banchi di ostriche nella Baia di Kiel, nel nord della Germania. A quel tempo, le ostriche venivano raccolte e vendute localmente a prezzi elevati ad un'élite di consumatori benestanti. Tuttavia, con la costruzione delle ferrovie si aprivano maggiori opportunità di esportazione e la domanda di ostriche crebbe in modo esponenziale e ciò spinse il Ministero ad incaricare Möbius di esplorare il potenziale per un ulteriore sfruttamento della risorsa.



Thomas Huxley (1825-1895)



Karl Möbius (1825-1908)

Figura 2. Due studiosi del XIX secolo, coetanei ma divisi dalle idee sullo sfruttamento delle risorse del mare, teoriche per Thomas Huxley (1825-1895), a sinistra, e basate su esperienze pratiche di campo per Karl Möbius (1825-1908), a destra (fonte: https://www.flickr.com/photos/internetarchivebookimages/14767496174/ e https://alche¬tron.com/cdn/karl-mbius-84d5b305-00fb-44dc-9a78-409db0dc310-resize-750.jpg).

Le ricerche di Möbius portarono a due pubblicazioni fondamentali sull'allevamento non solo di ostriche, ma anche di mitili, in cui si concludeva che un'espansione dell'allevamento di ostriche non era un'opzione realistica per la Germania settentrionale. Forse più importante di essere arrivato a questa conclusione fu il fatto che Möbius fu il primo a descrivere in dettaglio le interazioni tra i diversi organismi nell'ecosistema che ospitava i banchi di ostriche, coniando il termine "biocenosi" (che rimane in uso tuttora) e gettando le basi per l'ecologia delle comunità.

Pochi anni dopo, nel 1885 in Scozia, fu addirittura avviata nel Firth of Forth una sperimentazione che aveva come oggetto un confronto su base decennale fra aree aperta alla pesca e aree in cui la pesca era bandito. La sperimentazione portò alla conclusione che l'impatto della pesca era serio e che erano dunque necessarie misure di protezione. Tutto ciò era già avvenuto, come si è detto, secoli addietro, ma con il XX secolo l'ecologia si affermava come scienza, con temi e metodi ormai maturi e del tutto confrontabili con quelli moderni.

Nel corso del XX secolo si è andata via via affermando l'idea che la pesca possa essere regolamentata e sono state istituite zone di tutela biologica per le specie più intensamente sfruttate, sia pure con risultati non sempre all'altezza delle aspettative.

Contemporaneamente sono aumentati i casi in cui si è potuto studiare sistematicamente le statistiche di pesca e la dinamica delle popolazioni sfruttate, ma soprattutto il concetto di tutela dalle popolazioni è stato esteso agli ecosistemi che le ospitano, con l'istituzione di Aree Marine Protette, di Zone di Tutela Biologica o di altre forme di protezione.

Se già nel 1879 era stato istituito su un'estensione di circa 150 km2, non lontano da Sydney, in Australia, il Royal National Park, con evidenti segni di recupero delle popolazioni protette di ostriche già nel 1893, negli anni seguenti furono istituite aree protette anche negli altri continenti. Le prime nel nord America (1904, Breton National Wildlife Refuge, Louisiana, USA) ed in Asia (1906, *Matang Forest Reserve*, Stato di Perak, Malaysia), mentre si è dovuto attendere il 1964 per il *Tsitsikamma National Park*, in Sudafrica, ed il 1972 per l'Archipelago Los Roques National Park, in Venezuela. La prima riserva marina europea (Riserva Marina Subacquea del Larvotto, Monaco) fu istituita solo nel 1976, con il Vecchio Continente buon'ultimo. L'Italia, per finire, istituì la sua prima Area Marina Protetta a Ustica, nel 1986.

Ovviamente esistono oggi differenze tra gli obiettivi delle Aree Marine Protette e quelli di altre forme di aree protette, soprattutto se finalizzate alla tutela delle risorse alieutiche,

ma il percorso è stato a lungo comune ed i benefici che tutte le forme di protezione possono garantire sono certamente molteplici.

Il nuovo millennio è stato testimone di una definitiva e collettiva presa di coscienza, anche al di fuori della cerchia degli addetti ai lavori, dell'importanza della tutela dell'ambiente e delle sue risorse, garantendo la conservazione della biodiversità ed un prelievo sostenibile delle seconde. Questi sono punti cardine del concetto di sviluppo sostenibile, che ha le sue radici nel rapporto "Our Common Future" pubblicato nel 1987 dalla Commissione Mondiale per l'Ambiente e lo Sviluppo (Commissione Bruntland) del Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP). In questo documento per sviluppo sostenibile si intendeva una forma di sviluppo in grado di assicurare "*il soddisfacimento dei bisogni della generazione presente senza compromettere la possibilità delle generazioni future di realizzare i propri*". In altre parole, un'idea di sviluppo basato su un uso delle risorse che non le depauperi, ma piuttosto le mantenga stabilmente utilizzabili, nei limiti della loro naturale variabilità.

L'idea di sviluppo sostenibile fu ripresa pochi anni dopo, in occasione della Conferenza delle Nazioni Unite su ambiente e sviluppo, che fu tenuta a Rio de Janeiro nel 1992. Nell'ambito di questa storica conferenza fu ribadita la centralità del concetto di sviluppo sostenibile, che trovò conferma ed applicazione pratica negli atti che scaturirono dalla Conferenza, come la Dichiarazione di Rio su ambiente e sviluppo, l'Agenda 21 e la Dichiarazione sulla gestione, la conservazione e lo sviluppo sostenibile delle foreste. Parallelamente, lo sviluppo sostenibile ha trovato un posto centrale anche nei trattati ambientali che sono stati aperti alla firma in occasione della Conferenza di Rio: la Convenzione sui cambiamenti climatici e la Convenzione sulla diversità biologica, entrambe entrate in vigore nei due anni successivi. La Convenzione sulla biodiversità conteneva una precisazione essenziale per meglio definire l'idea di sostenibilità. Essa infatti definiva "sostenibile" l'uso delle risorse biologiche secondo modalità e a un ritmo che non ne comportino una riduzione a lungo termine e che preservino le capacità di soddisfare le esigenze delle generazioni presenti e future.

Negli anni seguenti, fino all'inizio del nuovo millennio, il concetto di sviluppo sostenibile si è andato affermando e infatti è stato ripreso più volte in altre Conferenze promosse dalle Nazioni Unite, come quella di Johannesburg del 2002. Esse hanno costituito altrettante occasioni per riaffermare il principio dello sviluppo sostenibile, che poggia su tre pilastri interdipendenti: la tutela dell'ambiente, la crescita economica e lo sviluppo sociale (fig. 3).

Già dalla Conferenza di Rio, tuttavia, lo sviluppo sostenibile era diventato un principio cardine del diritto internazionale in materia ambientale ed ha giocato un ruolo centrale non solo nella comunicazione, ma anche in molte occasioni formali, come quelle che vedevano le questioni ambientali trattate a tutti i livelli, dagli accordi di respiro mondiale a quelli di carattere regionale. E' ovvio, dunque, che lo sviluppo sostenibile sia oggi anche un elemento imprescindibile delle azioni e delle politiche dell'Unione Europea in materia ambientale.

Se si focalizza l'attenzione sul mare, è la Relazione della Commissione al Parlamento Europeo e al Consiglio sull'attuazione della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (Direttiva 2008/56/CE)[1] ad indicare nel cosiddetto approccio ecosistemico uno strumento essenziale per l'attuazione dello sviluppo sostenibile. Infatti, nella sezione 2.1., intitolata, non a caso "La visione olistica", si legge:

[1] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0259&from=FR

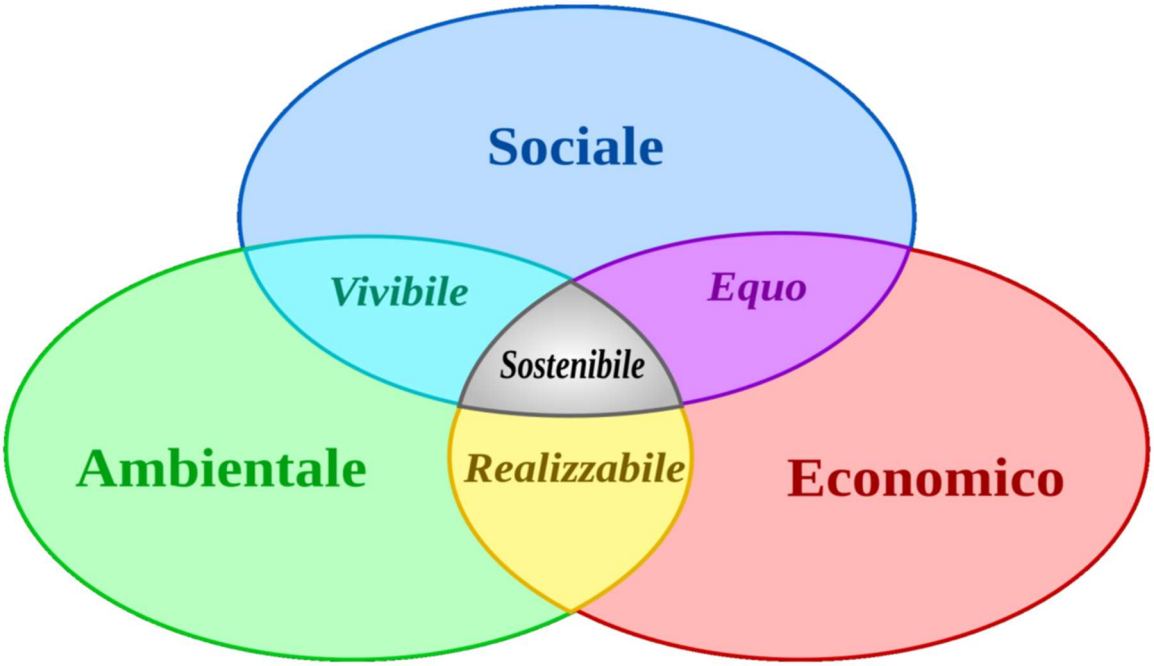


Figura 3. I tre pilastri dello sviluppo sostenibile e gli attributi emergenti derivanti dall'intersezione a coppie dei pilastri.

"L'approccio ecosistemico intende assicurare che le pressioni cumulative delle attività umane non superino livelli tali da compromettere la capacità degli ecosistemi di rimanere sani, puliti e produttivi. Grazie alla direttiva quadro, l'approccio ecosistemico è diventato un principio giuridicamente vincolante e operativo per la gestione dell'intero ambiente marino dell'UE.

"Approccio ecosistemico": una strategia che promuove la conservazione e un uso sostenibile ed equo del suolo, dell'acqua e delle risorse viventi attraverso una gestione integrata degli stessi. L'obiettivo della gestione ecosistemica è di mantenere un ecosistema in una condizione sana, produttiva e resiliente affinché possa fornire agli esseri umani i beni e i servizi che desiderano e di cui hanno bisogno. A differenza degli approcci attuali,

solitamente mirati a una singola specie, attività, settore o problema, la gestione ecosistemica considera gli impatti cumulativi di diversi settori."

Il concetto di approccio ecosistemico (*ecosystem based approach*, in inglese) ha le sue radici nel lavoro di Grumbine (1994), ma ricorre già nel 1995 nei documenti della Conferenza delle Parti dalla Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD), la quale riconosce come la conservazione della diversità biologica sia determinante per il mantenimento dei beni e dei servizi ecosistemici di cui l'uomo può beneficiare. Esso fu poi ulteriormente sviluppato dal *Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice* (Organismo sussidiario per la consulenza scientifica, tecnica e tecnologica della Convenzione-SBSTTA), attraverso l'individuazione di 12 specifici principi per contribuire al suo conseguimento (*Malawi Principles*, 1998).

Questi principi sono riportati qui di seguito in lingua originale:

1. *Management objectives are a matter of societal choice.*
2. *Management should be decentralized to the lowest appropriate level.*
3. *Ecosystem managers should consider the effects of their activities on adjacent and other ecosystems.*
4. *Recognizing potential gains from management there is a need to understand the ecosystem in an economic context, considering e.g. mitigating market distortions, aligning incentives to promote sustainable use, and internalizing costs and benefits.*
5. *A key feature of the ecosystem approach includes conservation of ecosystem structure and functioning.*
6. *Ecosystems must be managed within the limits to their functioning.*
7. *The ecosystem approach should be undertaken at the appropriate scale.*
8. *Recognizing the varying temporal scales and lag effects which characterize ecosystem processes, objectives for ecosystem management should be set for the long term.*

9. *Management must recognize that change is inevitable.*
10. *The ecosystem approach should seek the appropriate balance between conservation and use of biodiversity.*
11. *The ecosystem approach should consider all forms of relevant information, including scientific and indigenous and local knowledge, innovations and practices.*
12. *The ecosystem approach should involve all relevant sectors of society and scientific disciplines.*

In ambito comunitario il concetto di approccio ecosistemico è divenuto giuridicamente vincolante per gli Stati membri con la sua inclusione fra i principi fondanti della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (Direttiva 2008/56/CE), nella quale è stato anche reso (almeno in teoria) operativo grazie alle definizioni del cosiddetto Buono Stato Ambientale (GES), ovvero lo stato che i nostri mari dovrebbero raggiungere in rapporto ad 11 Descrittori, che identificano altrettante categorie per la valutazione complessiva, la quale, in via al momento puramente teorica, dovrebbe essere fatta in una prospettiva olistica. Non a caso tra la teoria e la pratica c'è di mezzo proprio la reale implementazione dell'approccio ecosistemico, che, ad oggi, ancora di là da venire per le enormi difficoltà che essa pone a fronte delle limitate informazioni e conoscenze di cui si dispone. Resta dunque un obiettivo virtuoso, ma non certo di breve termine.

Realisticamente, anche la Direttiva sulla Pianificazione dello Spazio Marittimo (Direttiva 2014/89/UE), strettamente connessa con la Strategia per l'Ambiente Marino, dovrà trovare applicazione pratica senza poter contare sulla piena attuazione dell'approccio ecosistemico, ma esso resta un elemento centrale e nel tempo potrà giocare un ruolo di crescente importanza.

Non fa eccezione, nel sottolineare la centralità dell'approccio ecosistemico, la Politica Comune della Pesca (PCP o CFP, *Common Fisheries Policy*, in inglese) dell'Unione Europea, che già nel 2002, nell'ambito del Regolamento 2371/2002 relativo alla conservazione e allo

sfruttamento sostenibile delle risorse marine, fece riferimento alla teoria ecologica basata sugli ecosistemi per la definizione degli obiettivi. In tale documento si esorta all'elaborazione di piani di gestione mirati ad assicurare uno "sfruttamento sostenibile degli stock ittici" e a garantire che "l'impatto delle attività di pesca sugli ecosistemi marini sia mantenuto a livelli sostenibili" tramite "un approccio precauzionale adottando le misure intese a proteggere e conservare le risorse acquatiche viventi […]. L'obiettivo è di attuare progressivamente una gestione della pesca basata sugli ecosistemi".

Nonostante il giustificato interesse nel voler adottare l'approccio ecosistemico alla gestione della pesca, intorno alla definizione di tale metodo ha aleggiato per diverso tempo un certo grado di incertezza (Garcia, 1994, 2003; Garcia e Newton, 1994; Morishita, 2008; Ramírez-Monsalve et al., 2016a; van Hoof, 2015). E' solo nel 2013, con un aggiornamento del regolamento della PCP (1380/2013) che l'approccio ecosistemico viene definito come "*un approccio integrato all'interno di confini ecologicamente significativi che mira a gestire l'uso delle risorse naturali, tenendo conto della pesca e di altre attività umane, preservando sia la ricchezza biologica che i processi biologici necessari per salvaguardare la composizione, la struttura e il funzionamento degli habitat dell'ecosistema interessato, tenendo conto delle conoscenze e delle incertezze in materia di componenti biotiche, abiotiche e umane degli ecosistemi*".

La priorità è posta sull'aspetto ecologico del tema, con un chiaro riferimento all'importanza della ricerca scientifica nel definire i criteri di sostenibilità. Parallelamente, vengono altresì riconosciute le necessità economiche e sociali e ciò ha rappresentato un importante passo in avanti nella definizione dell'interazione tra ricercatori, *decision-makers* e *stakeholders*. In altre parole, per la prima volta, viene compreso che il successo della gestione della pesca dipende dalla capacità di interazione e collaborazione di tutte le parti che operano nel settore, quindi ricercatori, decisori e manager, ma anche e soprattutto i pescatori stessi.

Nonostante l'importante passo in avanti, ciò che ancora non è stabilito esplicitamente nel regolamento sono le modalità con le quali si intende incorporare l'approccio ecosistemico

nella pratica e nella definizione delle strategie gestionali per la pesca (Bianchi et al., 2008; Botsford, 1997; Cowan et al., 2012; Levin et al., 2009; Pope and Symes, 2000; Prellezo and Curtin, 2015; Ramírez-Monsalve et al., 2016a; Symes and Pope, 2000). La mancanza di una trasparente definizione operativa porta inevitabilmente ad importanti criticità operative (Pikitch, 2004).

Al fine di gestire le attività antropiche e poterne prevedere gli effetti sugli ecosistemi, diretti e indiretti, diventa imperativo comprendere la dinamica degli ecosistemi stessi ed i meccanismi responsabili dei pattern ecologici osservati. Il successo dell'approccio ecosistemico alla gestione della pesca è quindi inscindibile da una profonda conoscenza della teoria degli ecosistemi e dallo studio delle loro dinamiche e della loro funzionalità.

Un errore che non dovrebbe mai essere commesso è quello di dare per acquisite conoscenze che sono ancora largamente imperfette e basare su queste l'impostazione di politiche ambientali che possono avere un ruolo critico. È essenziale, da questo punto di vista, puntare nell'immediato su ciò che è più fortemente consolidato e meno variabile in funzione di circostanze contingenti, come ad esempio quelle connesse agli effetti dei cambiamenti climatici.

Fortunatamente, anche in attesa di ampliare la base di dati e di conoscenze teoriche necessaria ad impostare con successo un approccio ecosistemico alle politiche per la pesca e, in senso più generale, alle politiche ambientali, è già possibile far leva su alcuni elementi sufficientemente solidi per ottenere stime affidabili per alcune grandezze particolarmente rilevanti ed il seguito di questo documento illustrerà alcune di queste possibilità.

Flussi di energia e reti trofiche

Prima di entrare nello specifico delle questioni che riguardano l'approccio ecosistemico alla pesca, è necessaria una breve presentazione di alcuni principi di base dell'ecologia. Questi ultimi, infatti, sono essenziali per comprendere molti dei punti che riguardano il tema di fondo di cui sopra. Dunque, questo capitolo potrebbe essere ignorato da chi ha un *background* ecologico sufficientemente solido, mentre sarà certamente utile a chi, pur occupandosi di pesca, lo fa da altri punti di vista.

Uno dei temi centrali dell'ecologia è lo studio degli ecosistemi da un punto di vista termodinamico, che si focalizza sull'analisi dei flussi di energia che li riguardano e che rappresentano anche il motore dei cicli della materia che si osservano al loro interno. In un'ottica termodinamica, infatti, l'ecosistema è un sistema aperto che si trova in uno stato di equilibrio dinamico e non stazionario, in cui la componente biotica ed abiotica sono in stretta interazione tra loro. La funzione principale di un ecosistema è quella di mantenere, o tentare di mantenere, un costante flusso di energia fra le sue componenti biotiche, al tempo stesso minimizzando o addirittura rendendo negativa al suo interno la crescita dell'entropia, che pure su scala più ampia è in costante aumento.

In un ecosistema la componente biotica, cioè tutti gli organismi che ne fanno parte, ha infatti un'organizzazione gerarchica che va dai produttori primari di nuova sostanza organica (in generale, dagli organismi vegetali) ai consumatori della stessa, che possono essere erbivori, predatori di erbivori, predatori di predatori di erbivori e così via.

Le specie che interagiscono fra di loro all'interno di un ecosistema o, per maggior precisione, di una comunità all'interno di un ecosistema, possono essere ordinate schematicamente in livelli, detti livelli trofici, in funzione di quanto sono lontani, in termini di prede consumate, dai produttori primari. In effetti, però, ogni specie ed anche nella maggior parte dei casi i diversi stadi di sviluppo di ogni specie non trovano posto in maniera

chiara ed univoca in un livello trofico, occupando spesso posizioni intermedie ed altrettanto spesso posizioni variabili in funzione dell'età, della stagione e della posizione geografica. Nel loro complesso tutte le specie formano una rete trofica (fig. 4).

Come si è detto, il primo livello della rete trofica di un ecosistema è costituito dalla componente autotrofa, ovvero da un insieme di organismi definiti anche produttori primari, che nella quasi totalità dei casi sono vegetali e utilizzano come fonte di energia la radiazione solare. La produzione primaria è il tasso produzione di biomassa che essi riescono ad esprimere e può essere definita come quantità di sostanza organica per unità di superficie. Mentre la biomassa viene generalmente espressa come quantità di carbonio per unità di superfice (es. g C m^{-2}), la produzione primaria viene espressa come nuova biomassa per unità di superficie e di tempo (es. g C m^{-2} $anno^{-1}$) o come flusso di energia per unità di superficie e di tempo (kJ m^{-2} $anno^{-1}$).

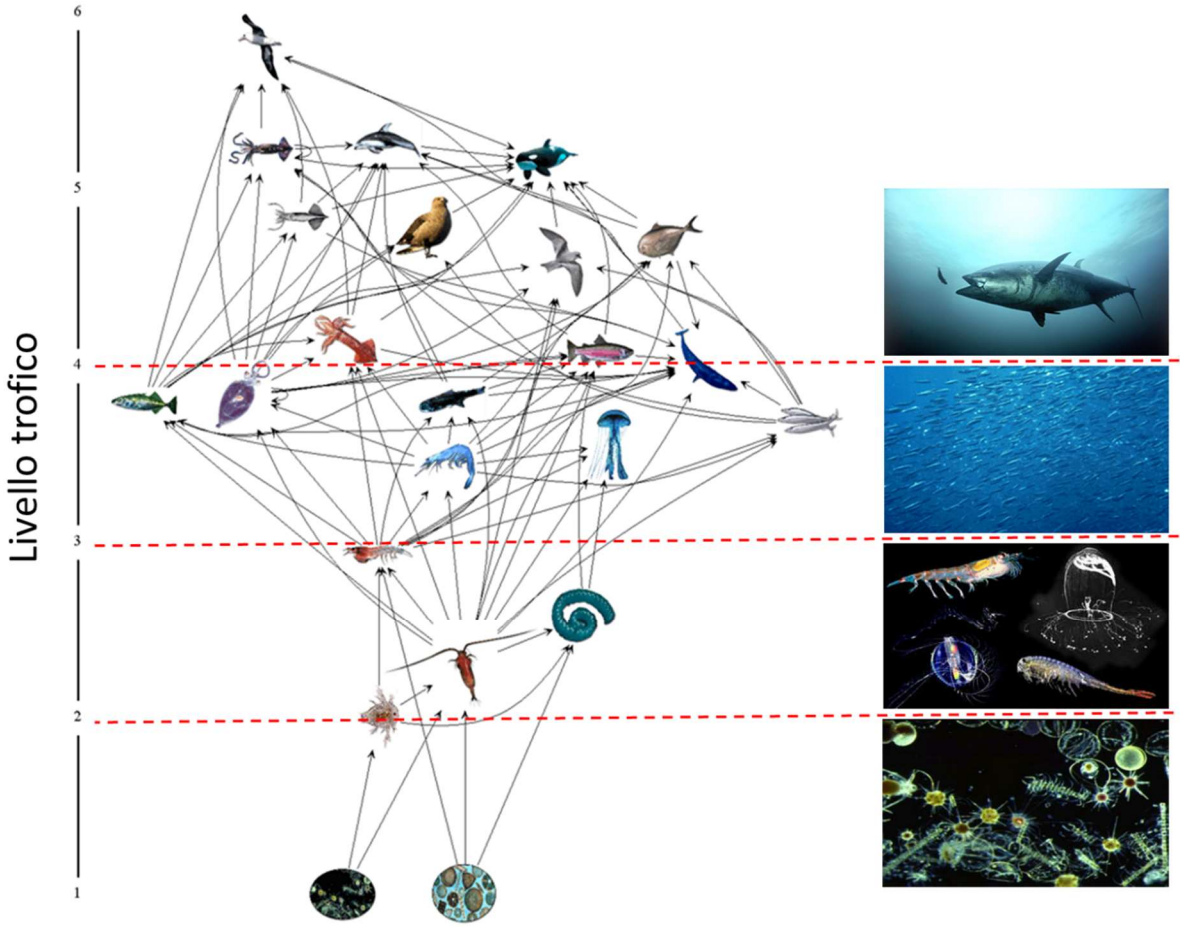


Figura 4. **Un esempio di rete trofica di un ecosistema marino del Pacifico nord-occidentale. Le relazioni trofiche fra gli organismi sono rappresentate da frecce che puntano verso il consumatore. Anche se ogni specie ha le sue caratteristiche peculiari, si possono riconoscere dei livelli in cui, approssimativamente, cadono tutti gli organismi che svolgono la medesima funzione (es. gli erbivori al secondo livello) e le immagini a destra rappresentano alcuni organismi tipici dei diversi livelli (modificato da http://www.gfdl.noaa.gov/).**

Nello studio della dinamica degli ecosistemi viene analizzato il passaggio dell'energia, sotto forma di consumo di biomassa, da un organismo all'altro e da un livello trofico all'altro. Come si può notare in fig. 5, l'energia disponibile per un dato livello trofico n è la produzione del livello trofico inferiore (P_{n-1}), e nel passaggio dal livello trofico inferiore a quello superiore l'energia disponibile si riduce ($P_{n-1}>P_n$).

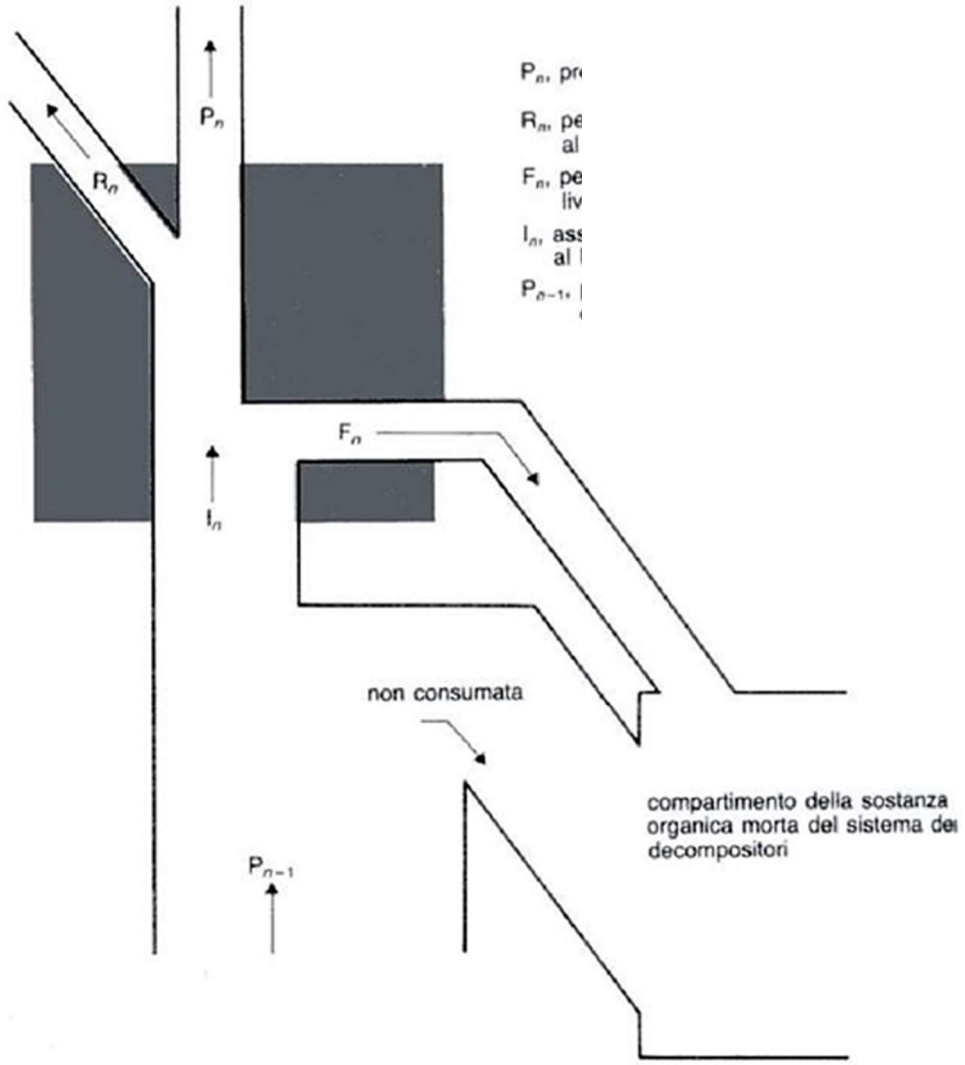


Figura 5. Rappresentazione schematica del flusso di energia da un livello trofico (*n-1*) a quello superiore (*n*). La produzione espressa dal livello trofico inferiore (P_{n-1}) è sempre maggiore di quella del livello trofico successivo (P_n). La larghezza dei diversi canali è solo indicativamente proporzionale al flusso di energia. Per il livello trofico *n*: I_n, contenuto energetico della biomassa ingerita; F_n, contenuto energetico delle deiezioni; A_n, energia assimilata; R_n, respirazione (costi metabolici). Modificato da Townsend et al. (2000).

Infatti, si consideri come punto di partenza la produzione del livello trofico inferiore a quello considerato (ovvero P_{n-1}): solo una parte della biomassa viene effettivamente consumata, portando energia al consumatore. Si tratta dell'energia associata a quanto viene effettivamente ingerito (I_n, in fig. 5), mentre una parte dell'energia teoricamente disponibile non viene consumata e passa direttamente nella catena del detrito sotto forma

di sostanza organica morta. Questa non è necessariamente una via di uscita dell'energia, poiché molti organismi si nutrono proprio di detrito organico e possono utilizzare anche quanto altri non riescono a consumare o rilasciano nell'ambiente. Infatti, una frazione non trascurabile di energia potenzialmente disponibile per i consumatori viene eliminata sotto forma di deiezioni (F_n). Alla quota di energia effettivamente assimilata deve poi essere ulteriormente sottratta la quantità persa per i processi metabolici, ovvero per la respirazione (R_n).

Il risultato delle deviazioni e delle sottrazioni di cui sopra rappresenta la quantità di energia effettivamente disponibile per livello trofico n+1 (non mostrato in fig. 5), che altro non è se non la produzione netta del livello trofico n (Pn).

In un ecosistema marino generalmente si identificano 4/5 livelli trofici, dove il livello trofico 1 è occupato dai produttori primari, seguito da i consumatori primari erbivori al livello trofico 2, mentre i loro predatori (consumatori primari e secondari) si trovano rispettivamente ai livelli 3 e 4, con predatori apicali al livello trofico 5 o superiore. Poiché il trasferimento di energia lungo la rete trofica è dissipativo, è evidente che esiste un limite al numero di livelli trofici che si possono osservare in natura e ben difficilmente si va oltre il quinto, a causa della progressiva riduzione dell'energia disponibile per i consumatori.

In realtà il Livello Trofico (*LT*) di un organismo non è un numero intero ed esprime la reale posizione che esso occupa nella rete trofica. Il *LT* è calcolato come:

$$LT_i = 1 + \sum_j (LT_j * DC_{ij}) \qquad (1)$$

dove LT_j rappresenta il livello trofico della preda *j* e DC_{ij} la frazione di *j* nella dieta di *i* (Pauly et al., 1998). Il livello trofico di tutte le specie oggetto di pesca ha un valore compreso approssimativamente tra 2.0 e 5.0.

Il Livello Trofico Medio (*LTM*) di un ecosistema è calcolato in base al livello trofico di ciascun compartimento del sistema e dal suo contributo relativo alla biomassa totale:

$$LTM = \frac{\sum_i (B_i * LT_{i)}}{\sum_i B_i} \qquad (2)$$

dove B_i e LT_i rappresentano rispettivamente la biomassa e il livello trofico di ciascuno degli i gruppi di organismi considerati (Bianchi et al., 2008; Fath et al., 2019). Il livello trofico medio di un ecosistema viene generalmente utilizzato come indice di funzionamento, ma i dati richiesti per il suo calcolo sono generalmente impossibili da reperire in maniera esaustiva. Per questo motivo si opta generalmente per l'analisi del livello trofico medio delle catture, quest'ultimo calcolato utilizzando i dati di biomassa e il livello trofico degli organismi effettivamente pescati.

Per poter valutare il livello trofico di un organismo bisogna evidentemente assumere informazioni dirette o indirette sulla loro dieta. A questo fine è possibile osservarne i contenuti gastrici e valutare quantitativamente le abbondanze delle prede riconoscibili ed il loro livello trofico, che può essere derivato dalla letteratura scientifica disponibile, a meno che il contenuto gastrico non sia esclusivamente di origine vegetale. È evidente che, per ottenere stime affidabili, questo processo deve essere stato compiuto per tutte le specie di una rete trofica ed inoltre per ogni specie è necessario prendere in considerazione un numero sufficientemente grande di individui.

Un'alternativa che si è andata affermando nel corso degli ultimi anni è quella che fa ricorso agli isotopi stabili di carbonio e azoto, che non sono presenti negli stessi rapporti in organismi che si collocano a livelli trofici doversi. Questa soluzione ha l'indubbio pregio di non richiedere un lungo e paziente lavoro di identificazione dei contenuti gastrici, ma non è certo esente da sorgenti di errore, oltre a non fornire indicazioni di dettaglio sulle prede, non consentendo quindi di ricostruire la struttura di una rete trofica, ma tutt'al più la sua articolazione semplificata su un certo numero di livelli. Un elemento positivo rispetto all'analisi dei contenuti gastrici è il rappresentare la risposta biotica integrata nel tempo e non quella inferita sulla base delle prede consumate subito prima della cattura o del campionamento, che possono essere abituali o del tutto occasionali.

La ricostruzione della struttura delle reti trofiche, per quanto complesse possano essere, è certamente un elemento centrale nella piena realizzazione dell'approccio ecosistemico alla gestione della pesca. Non c'è dubbio che essa sia rilevante ai fini della valutazione della resistenza e della resilienza delle funzioni ecosistemiche, ma su questo tema c'è molto da lavorare e le ricostruzioni di reti trofiche attualmente disponibili riguardano solo sottoinsiemi di specie alquanto limitati. La teoria ecologica sul tema è più che consolidata, con almeno 50 anni di storia anche sugli aspetti più strettamente teorici (es. May, 1972), ma nella maggior parte dei casi le conoscenze disponibili sono quanto meno frammentarie Ciò anche a causa del fatto che molti studi ecologici sono focalizzati su gruppi tassonomici o funzionali anche molto ampi, ma molto raramente su tutte le componenti di una rete trofica.

Nonostante lo studio delle reti trofiche sia largamente da considerare come un cantiere aperto, la Direttiva Quadro per la Strategia Marina considera esplicitamente fra i suoi Descrittori anche le Reti Trofiche, definendo il GES (*Good Environmental Status*) per questo descrittore come segue: *"Tutti gli elementi della rete trofica marina, nella misura in cui essi sono noti, sono presenti con normale abbondanza e diversità e livelli in grado di assicurare*

a lungo termine l'abbondanza di queste specie e la conservazione della loro piena capacità riproduttiva."

Tuttavia, nell'ambito dell'implementazione di tale Direttiva è stato osservato che non si dispone ancora di conoscenze sufficienti in merito al trasferimento di energia tra i vari livelli trofici ed alle interazioni tra specie e quindi non è ancora possibile definire degli specifici traguardi ambientali che guidino verso il raggiungimento del GES. Nelle more, studi e monitoraggi dovrebbero essere indirizzati a studiare distribuzione, abbondanza e produttività delle specie principali all'interno delle reti trofiche. Questo obiettivo, per quanto sia solo intermedio, è ben lontano dall'essere raggiunto, ma è importante che struttura e funzionalità delle reti trofiche siano oggetto di attenzione per Direttiva Quadro per la Strategia Marina, così come lo dovrebbero essere per tutte le politiche rilevanti per il mare, PCP inclusa.

Un ulteriore fondamentale parametro da prendere in considerazione nello studio dell'ecologia degli ecosistemi è l'efficienza ecologica, ovvero l'efficienza con la quale l'energia viene trasferita da un livello trofico all'altro. Essa dipende dalla combinazione moltiplicativa di tre efficienze (o rendimenti): (i) l'efficienza di consumo, (ii) l'efficienza di assimilazione e (iii) l'efficienza di produzione. Lindeman (1942) stimò che l'efficienza ecologica del trasferimento di energia da un livello trofico al successivo si aggira tendenzialmente intorno al 10%, stima che è stata successivamente confermata anche da ulteriori studi (Pauly and Christensen, 1995), benché si sia osservato che abbia un intervallo di variazione molto ampio, relativamente ampio, con molti valori reali compresi fra il 2% ed il 20%.

Cury et al. (2003) hanno esaminato nel dettaglio le diverse tipologie di controllo del flusso energetico negli ecosistemi marini e queste possono essere riassunte come segue: (i) controllo bottom-up, dove la biomassa e la produttività della componente autotrofa controlla l'abbondanza e la produttività dei consumatori; (ii) controllo top-down, in cui sono i consumatori che esercitano il controllo sulla produttività e biomassa dei produttori

primari; (iii) controllo *wasp-waist*, in cui le variazioni nella biomassa ad un livello trofico intermedio hanno effetti che si propagano sia ai livelli superiori che a quelli inferiori.

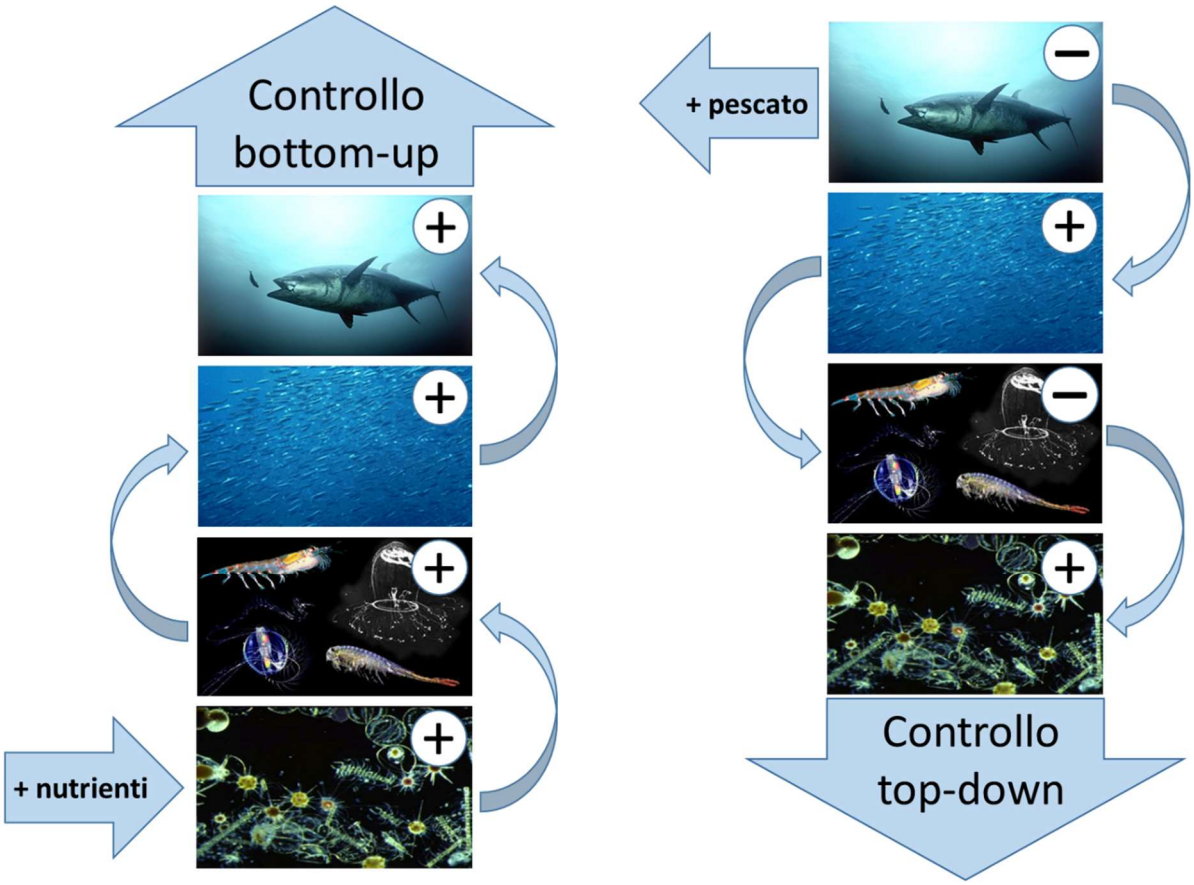


Figura 6. Due delle tipologie di controllo del flusso energetico negli ecosistemi marini descritte da Cury et al. (2003).

L'obiettivo di Cury et al. (2003) era quello di definire chiaramente una teoria generale, possibilmente unificante, alla base del funzionamento degli ecosistemi marini. Gli stessi Autori ammettono che le interazioni tra le specie sono non solo molto numerose, ma altamente complesse e in continua evoluzione rendendo difficile un'unificazione sul tema. Riconoscono che gli ecosistemi marini sono soggetti a diversi tipi di controllo, che dipendono a loro volta dallo stato, dalla diversità biologica e dall'integrità dell'ecosistema

stesso. Gli Autori concludono sottolineando che il successo della gestione della pesca mediante l'approccio ecosistemico dipenderà principalmente dalla nostra capacità di integrare, ampliare e promuovere le conoscenze e competenze scientifiche. Ciò che risulta chiaro da questo ed altri contributi (Duarte e Cebrián, 1996; Lawton, 1994; Pauly e Christensen, 1995) è che solo misurando i flussi di energia all'interno della rete trofica è possibile analizzare nel dettaglio la dinamica e la funzionalità dell'intero ecosistema, e auspicabilmente, predire le conseguenze di possibili cambiamenti.

Se in natura esiste un vincolo energetico che limita l'abbondanza dei predatori apicali e quindi un limite alla loro capacità di esercitare predare i livelli trofici inferiori, ciò non si applica alla pesca. Infatti il prelievo operato dalla pesca è supportato, da un punto di vista strettamente energetico, da fonti di energia esterne, che vanno dal vento ai combustibili (fig. 7). La disponibilità di queste ultime rende possibile una modalità di sfruttamento delle risorse completamente diversa da quella dei predatori naturali, generando impatti sulle reti trofiche e sugli ecosistemi enormemente più intensi.

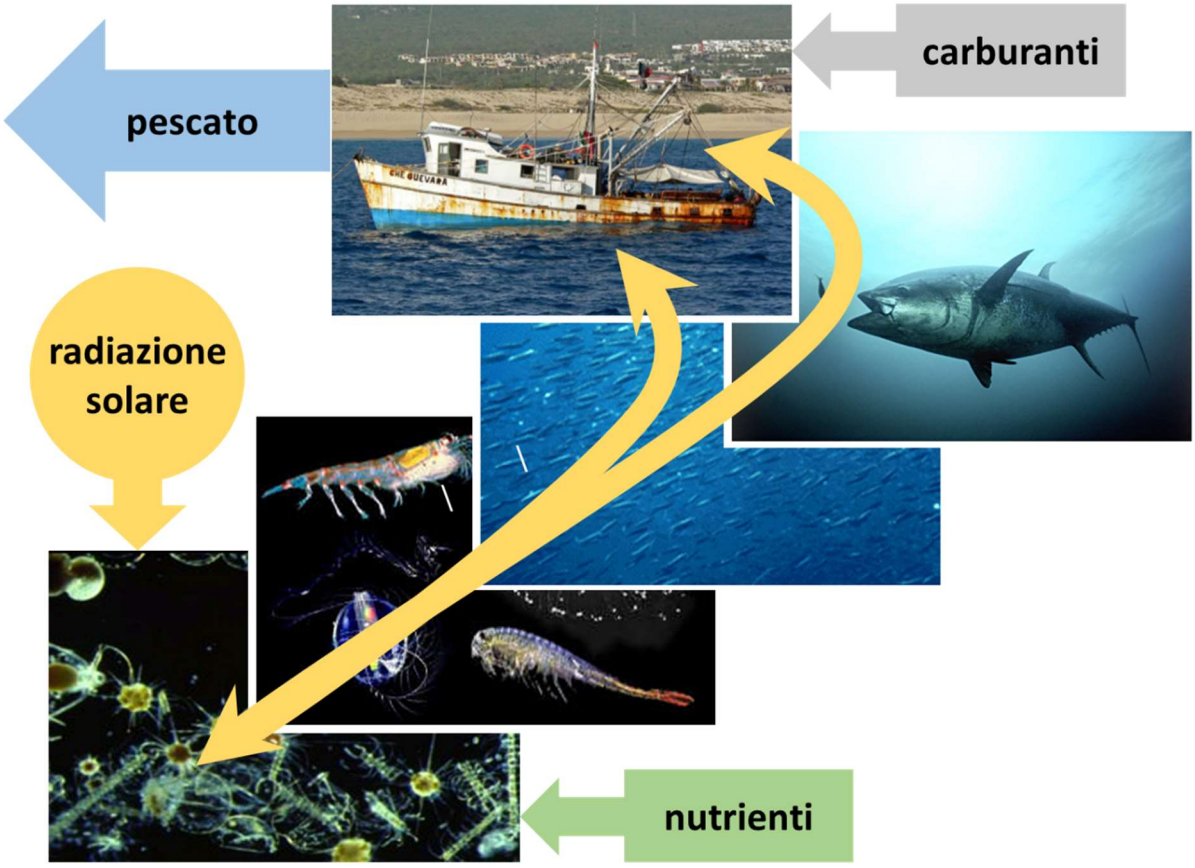


Figura 7. **La pesca, come consumatore apicale in una rete trofica marina, si colloca ad un livello che nessun organismo animale potrebbe occupare e lo fa grazie alla disponibilità di fonti energetiche esterne al sistema (es. carburanti).**

Verso un approccio ecosistemico

Storicamente, la scienza della pesca è stata dominata da indagini spiccatamente riduzionistiche (Wilson, 1998) ed improntate ad una visione meccanicistica del mondo (Mangel and Levin, 2005), in cui teorie ed equazioni relativamente semplici venivano applicate ad entità complesse come gli ecosistemi. Oggi, però, non solo si riconosce l'eterogeneità di questi ultimi, ma anche la loro dinamicità e capacità di evolversi ed adattarsi nel tempo (Folke et al., 2004). Appunto per questo motivo, nell'ambito della gestione della pesca l'obiettivo non è tanto quello di mantenere gli ecosistemi in uno stato specifico, ma piuttosto di conservarne l'integrità, intesa come la capacità di mantenere la propria funzione e organizzazione, mediante un uso sostenibile che non può certo essere il risultato di misure settoriali e frammentarie (Cury et al., 2005; Möllmann et al., 2014; Wilson, 1998).

Quest'ultimo punto, in particolare, è essenziale se si pensa ai programmi di misure che la Direttiva Quadro per la Strategia Marina prevede siano definiti ad ogni ciclo di sei anni. Essi, infatti, sono mirati al raggiungimento di traguardi ambientali che portino uno degli undici Descrittori che la Direttiva prevede verso un Buono Stato Ecologico. Ad esempio, per il Descrittore 5 che riguarda l'eutrofizzazione, i traguardi ambientali prevedono una riduzione di nutrienti e clorofilla (quindi di biomassa fitoplanctonica) in larga parte delle acque costiere e le misure adottate vanno – sia pure con tutti i limiti del caso - in questa direzione. Nel passato, le acque dei mari italiani e soprattutto quelle dell'Adriatico avevano conosciuto problemi di effettiva eutrofizzazione, ma la riduzione del carico di nutrienti attuata nel tempo ha riportato la situazione a livelli assolutamente compatibili con quelli storici e tali da non determinare più eventi avversi, come ad esempio condizioni di ipossia in prossimità del fondo. Dunque, l'obiettivo di mantenere tendenzialmente stabili i livelli di nutrienti e biomassa avrebbe una valida motivazione in ottica ecosistemica, mentre la prevista riduzione manca di tale presupposto.

Al tempo stesso, i Descrittori 1 e 3, che riguardano rispettivamente biodiversità e pesca, sono associati ad ambiziosi traguardi ambientali che vorrebbero avere popolazioni di consumatori di livello trofico intermedio ed elevato (es. tutte le specie ittiche oggetto di pesca, oltre a rettili e mammiferi marini) in crescita.

È evidente che, tagliando la biomassa dei produttori primari e l'apporto di nutrienti, la capacità di trasferire energia ai livelli superiori della rete trofica non può che essere ridotta e questo inevitabilmente riduce la capacità portante degli ecosistemi marini che si vorrebbero più ricchi di biomassa di consumatori. Anche riducendo in maniera consistente il prelievo ad opera della pesca di una parte di questi ultimi, l'unico risultato complessivo che si può dare per scontato è un danno economico e sociale ad un importante settore produttivo, con buona pace dell'idea di sviluppo sostenibile. Infatti, per chi volesse ignorare un reale approccio ecosistemico e pensare solo a misure di contenimento del prelievo che vadano al di là di quelle opportune, sarebbe utile ricordare ciò che la storia della pesca e dell'ecologia ci ha insegnato.

Umberto D'Ancona, giovane zoologo all'epoca degli anni immediatamente successivi alla Prima Guerra Mondiale, aveva raccolto dati sul pescato sbarcato da alcune marinerie dell'Alto Adriatico a cavallo del periodo bellico ed aveva notato delle interessanti variazioni, di cui ebbe modo di discutere con il futuro suocero, il fisico e matematico Vito Volterra (fig. 8).

Figura 8. Umberto D'Ancona (1896-1964), a sinistra, e Vito Volterra (1860-1940), a destra (modificata da https://www.vglobale.it/2018/05/26/un-mercato-del-pesce-un-biologo-attento-e-un-matematico-curioso/).

Ciò che aveva osservato D'Ancona fu certamente di stimolo per Volterra, che arrivò a formulare le equazioni che prendono il suo nome e quello di Alfred J. Lotka (1880-1949), che indipendentemente da lui era arrivato al medesimo risultato. Le equazioni di Lotka-Volterra sono oggi parte del programma di qualsiasi corso universitario di ecologia, ma ciò che aveva rilevato D'Ancona dovrebbe a pari titolo essere tenuto in massima considerazione nell'ambito di un approccio ecosistemico alla gestione della pesca.

D'Ancona aveva osservato come, nei dati relativi al periodo fra il 1914 ed il 1923 la percentuale di Selaci nello sbarcato fosse quadruplicata fino al 1918, quindi dall'inizio al termine della Guerra, per poi diminuire e tornare ai livelli pre-bellici nei cinque anni

successivi (fig. 9). È ovvio che la causa di questo fenomeno era stata la riduzione dello sforzo di pesca a causa del conflitto, che limitava le condizioni di sicurezza ed il personale imbarcato, ma è altrettanto ovvio che al prelievo operato dalla pesca si era sostituito quello operato da alcuni predatori naturali e questo aveva profondamente modificato la struttura della fauna ittica.

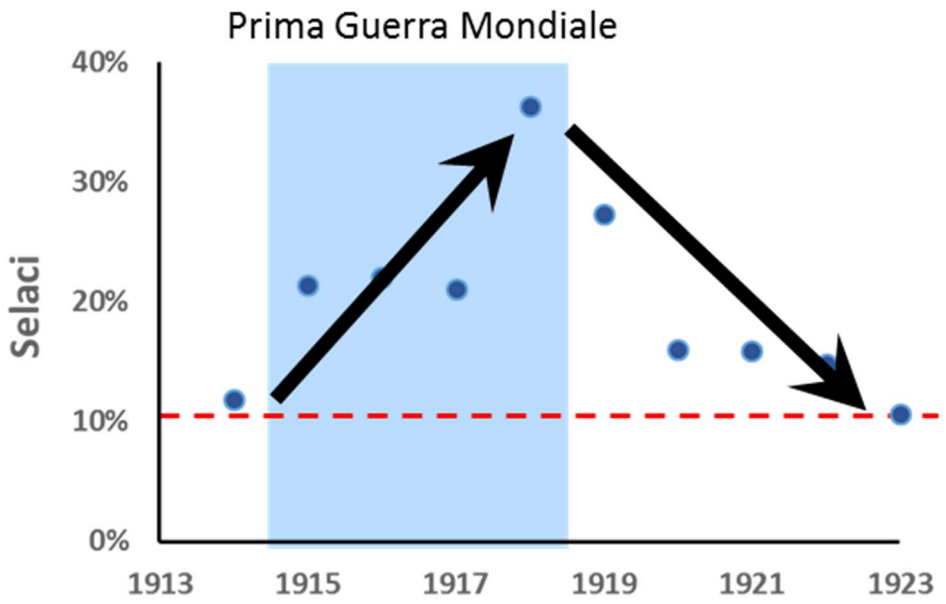


Figura 9. Andamento della percentuale di Selaci nello sbarcato del porto di Fiume dal 1914 al 1923 (dati da Braun, 1993).

Dunque, la riduzione dello sforzo di pesca non aveva portato all'aumento della consistenza di tutte le popolazioni sfruttate da quest'ultima, ma solo a quella di alcuni taxa. Cioè esattamente l'opposto di quello che, oggi, richiedono i traguardi ambientali che sono stati fissati per la Direttiva Quadro per la Strategia Marina. La morale, fin troppo ovvia, è che senza una visione pienamente ecosistemica misure semplici (riduzione dello sforzo di pesca) possono generare risposte ecosistemiche complesse ed indesiderate (forte variazione nella composizione della fauna ittica).

Il concetto di sostenibilità nell'ambito della gestione della pesca si riferisce proprio al delicato equilibrio che deve essere mantenuto tra funzionalità e sfruttamento

dell'ecosistema. Esistono molteplici approcci, nessuno dei quali è particolarmente semplice, purtroppo, che permettono di valutare la funzionalità di un ecosistema e molteplici modalità per determinarne le modalità ottimali di sfruttamento. Sebbene la comunità scientifica non abbia definito un metodo univoco e unificante, essa ha tuttavia identificato i processi chiave che permettono comunque di tentare un'analisi olistica del problema.

Ad esempio, è ampiamente riconosciuto, come si è detto, che uno dei processi fondamentali ai fini di un approccio ecosistemico all'analisi dello stato degli ecosistemi e della resa della pesca è la produzione primaria. Essa esercita infatti un controllo bottom-up sul rendimento della pesca (Duarte and Cebrián, 1996), mentre la pesca di per sé esercita un controllo di tipo top-down sul rendimento (Russo et al., 2019). L'analisi della relazione tra produzione primaria e dati di cattura della pesca permette di calcolare la percentuale di produzione primaria necessaria al mantenimento dei livelli osservati delle catture, ma anche di stimare qual è il limite entro il quale queste possono essere effettuate stabilmente nel tempo se la rete trofica che le sostiene non subisce alterazioni.

Comunque, per andare alle origini scientifiche della stima del potenziale produttivo della pesca bisogna far riferimento ad epoche sostanzialmente recenti. Alla conferenza della FAO "Il pesce nella nutrizione" (Washington DC, 1961), Graham & Edwards (1962) presentarono due stime globali del potenziale della pesca: la prima riguardava il potenziale delle piattaforme continentali globali che, secondo gli autori, avrebbero contribuito al rendimento della pesca con 55 milioni di tonnellate per anno; la seconda, basata sul trasferimento energetico tra i livelli trofici, ipotizzava una produzione di pesci ossei pari a 230 milioni di tonnellate per anno, con un potenziale di prelievo pari a circa 115 milioni di tonnellate anno (ovvero il 50% della produzione annuale netta).

Solo pochi anni dopo Schaefer (1965) scriveva:

«[…] esiste una grande diversità di opinioni riguardo l'entità delle catture che possiamo ottenere dal mare, [opinioni] che derivano dalla scarsa conoscenza della scala e delle dinamiche delle popolazioni oggetto di pesca, sulle quali basare stime dirette, e dalla scarsa conoscenza delle vie e dei tassi di trasferimento dei materiali lungo la rete trofica, sulle quali basare misure indirette. La mia opinione personale è che le stime del primo tipo sono troppo conservative, non tenendo in giusta considerazione i molti stock di organismi scarsamente pescati nelle regioni attualmente sfruttate, né le estese e produttive aree marine ad oggi praticamente inutilizzate. Anche le stime del secondo tipo mi sembrano tendere verso valori bassi, a causa della sottostima dei tassi di trasferimento tra i livelli trofici dovuta [a due ordini di fattori: da una parte] si ignorano i processi di riciclo, [dall'altra] si assume una catena trofica mediamente più lunga di quella reale. Quest'ultimo [punto] è, ovviamente, particolarmente critico.»

Come si può notare, anche Schaefer (1965) basava le sue considerazioni sulle dinamiche delle reti trofiche naturali. In altre parole, riteneva che la relazione tra la produzione primaria pelagica e la produzione ittica pelagica dipendesse in modo critico dal numero di legami trofici tra il fitoplancton e il pesce planctivoro. Ragionando in questi termini, Schaefer (1965) sosteneva che l'efficienza ecologia effettiva, dovuta al riciclo, potrebbe essere stata superiore alla classica stima del 10%. Il 15% non sembrava un'ipotesi irragionevole ed il 20% potrebbe essere stato un livello possibile. Considerando un livello trofico medio delle catture della pesca globale pari a 3, Schaefer (1965) stimava una produzione ittica pari a 200 milioni di tonnellate per anno, ovvero un valore di poco inferiore a quello già proposto da Graham & Edwards (1962). Quanto proposto fino a quel momento, tuttavia, non era stato altro se non un insieme di congetture, prive di una base quantitativa solida e di una valenza generale.

Avvalendosi dei principi emergenti della trofodinamica, Ryther (1969) è stato tra i primi ad utilizzare una scorporazione geografica del dato di produzione ittica e, quindi, del potenziale della pesca. Per semplificare la complessità dei calcoli, divise gli oceani in tre

domini produttivi (oceanico, costiero e *upwelling*), assegnando loro una specifica efficienza di trasferimento energetico (pari a 10, 15 e 20%, rispettivamente). Le osservazioni di Ryther e le sue assunzioni portarono alla conclusione che la produzione ittica annuale fosse pari a circa 240 milioni di tonnellate, e che il 41% di questa produzione (all'incirca 100 milioni di tonnellate) fosse il rendimento potenziale dell'attività di pesca. È interessante notare come venisse nuovamente proposto il rapporto 2:1 tra produzione nectonica e catture, già esplicitato in Graham & Edwards (1962). Nonostante le critiche ricevute da questa impostazione, Gulland (1970) presentò un'equazione per la stima del rendimento potenziale che si allineava con quanto qui già menzionato, ovvero:

$$\text{Rendimento potenziale} = 0.5 \cdot M \cdot B_0$$

dove M è la mortalità naturale dello stock in questione e B_0 la biomassa non sfruttata. Dal momento che, in condizioni standard, P/B = Z = F+M, l'equazione di Gulland implica che il Rendimento Massimo Sostenibile (*Maximum Sustainable Yield* – MSY) rappresenti il 50% della produzione biologica.

Alcuni anni dopo, Iverson (1990) formulò l'equazione della produzione ittica nei seguenti termini

$$\text{Produzione ittica} = PP \cdot TE^{TL}$$

Impostando la stima del TL sui risultati di analisi di dati riguardanti gli isotopi stabili dell'azoto, la produzione nectonica (pesci e calamari, NP) risultava correlata alla produzione primaria (PP) in modo non lineare. In particolare, il rapporto NP:PP ammontava a circa l'1% nelle zone eutrofiche di *upwelling*, ma a meno di 0.5% nell'oceano oligotrofico. Tuttavia, i risultati riportati da Iverson (1990) non erano interpretabili in maniera univoca: infatti, un uguale accordo con i dati si poteva ottenere con altre combinazioni di efficienze ecologiche elevate e catene alimentari più lunghe, in accordo con l'osservazione che l'efficienza ecologica del legame fitoplancton-zooplancton risulta essere leggermente

superiore in condizioni oligotrofiche (Cushing, 1971). Inoltre, va precisato che questo tipo di considerazioni è valido solo se lo si inserisce nel quadro di un trasferimento bottom-up degli effetti nelle reti trofiche pelagiche (Sommer et al., 2002).

Una stima decisamente più conservativa della quantità di biomassa ittica prelevabile in modo sostenibile è riportata in Moiseev (1994, 1995). Questo autore indicava nello 0.019% la frazione di produzione primaria convertita in biomassa ittica prelevabile, sottolineando che, sebbene alcune aree oceaniche siano caratterizzate da elevatissime produzioni (ad esempio, Mare del Nord, Baltico, Okhotsk, e le regioni costiere del Giappone e del Perù possono superare le 2-3 ton km^{-2} $anno^{-1}$), queste sono comunque di un ordine di grandezza inferiori rispetto a quella dei laghi, dei bacini artificiali e dei mari chiusi (0.1 – 0.3%). Inoltre, considerando un rapporto P/B pari a 0.4 e una biomassa totale di organismi target per la pesca di 1.5 miliardi di tonnellate, ottiene un valore pari a 600 milioni di tonnellate per anno. Il rendimento potenziale dell'attività di pesca, dati questi presupposti, può raggiungere al massimo 120-150 milioni di tonnellate, ovvero il 20-25% del totale, anche se questa percentuale aumenterebbe se si sfruttassero selettivamente i livelli trofici più bassi.

In tempi ancora più recenti, questo tema è stato rivisto da Ware (2000), che quantificava come segue le relazioni fra la produzione primaria che sostiene una tradizionale catena trofica (dal mesozooplancton e dal benthos ai pesci planctivori e ai carnivori di ordine superiore) e la produzione ittica che ne risulta:

$$F_p = R_f\,[\mathrm{M}_l]\,P_p\,TE^{(TL-1)}$$

dove

Fp = produzione ittica annuale (t km-2 anno-1)

Pp = produzione primaria annuale (t km-2 anno-1, da pico-, nano-, e fitoplancton)

Rf = frazione di Pp trattenuta all'interno del sistema (ovvero non intrappolata nel sedimento o esportata all'esterno dell'ecosistema)

Ml = frazione di Pp e di produzione eterotrofa di microzooplancton derivata dal microbial loop e che è potenzialmente disponibile al consumo da parte del mesozooplancton

TE = efficienza del trasferimento energetico

TL = livello trofico frazionale del pesce catturato e delle specie di invertebrati, stimate dalle loro diete, dove il fitoplancton rappresenta il primo livello trofico (TL = 1) della catena trofica tradizionale (Pauly et al., 1998a).

Gli approcci fin qui sintetizzati e molti altri studi non menzionati n questa sede per ovvie ragioni di spazio, indicano chiaramente che l'entità della produzione primaria è la base di partenza per la stima della produzione nectonica e, di conseguenza, della frazione di quest'ultima prelevabile in modo sostenibile attraverso le attività di pesca. Dunque, si tratta di un approccio ecosistemico bottom-up, in linea con il meccanismo di controllo delle reti trofiche che si fonda sugli organismi autotrofi. Questa impostazione è complementare a quella che sceglie come punto di partenza la biomassa delle catture della pesca globale e, procedendo a ritroso lungo la rete trofica, tenta di stimare la produzione primaria necessaria al supporto della biomassa ittica di partenza (un sistema top-down, in antitesi a quello descritto precedentemente). Ovviamente, presupposto alla base di un tale ragionamento è l'assunto che il totale delle catture riportate rappresenti, con buona approssimazione, la produzione ittica totale. Questo non risponde ovviamente alla realtà, sebbene sia generalmente accettato che l'entità delle catture e la loro composizione (sebbene l'attività di pesca sia, per definizione, selettiva) siano in qualche modo proporzionali alla disponibilità della risorsa in natura. Ovviamente nel primo caso si accetta la variabilità delle stime modellistiche di produzione primaria e nel secondo quella delle stime delle catture.

Un approccio *top-down* è stato quello adottato, ad esempio, da Sheldon & Paranjape (1977), che proposero una stima della produzione fitoplanctonica che supportava la pesca nel Golfo del Maine, assumendo che la dimensione media dei pesci catturati fosse quella di un giovane merluzzo bianco (*Gadus morhua*) e che lo spettro dimensionale relativo della fauna ittica fosse la metà di quello del fitoplancton; ad esempio, assumendo che il pesce

più grande e quello più piccolo differivano di un fattore 4 in dimensione lineare, mentre per il fitoplancton questo valore saliva a 10. Analizzando i tassi di crescita medi delle due parti in questione (fitoplancton e pesci), gli autori arrivarono alla conclusione che la produzione primaria fitoplanctonica dovrebbe essere stata pari a circa 260 volte la produzione ittica. Tuttavia, questo calcoli portarono a valori di produzione primaria troppo bassi (nell'ordine dei 45 g C m^{-2} $anno^{-1}$) che vennero motivati in base a una serie di considerazioni, prima fra tutte il fatto che le catture non rappresentavano il totale della produzione ittica (anche se questo era uno degli assunti alla base dei calcoli).

Alcuni anni dopo, Pauly & Christensen (1995) hanno tentato di generalizzare questo tipo di calcoli fornendo una stima della produzione primaria richiesta (PPR) per sostenere le catture globali nel periodo 1988 – 1991. In questo studio, le catture medie riportate per la pesca globale (94.3 milioni di tonnellate) sono state suddivise in 39 gruppi "di affinità" e in ecosistemi. Basandosi su una stima dell'efficienza di trasferimento energetico tra i livelli trofici pari al 10% e sul livello trofico medio di ciascun gruppo, la percentuale media di produzione primaria necessaria a sostenere le catture totali è stimata pari all'8%, calcolata come:

$$PPR = \left(\frac{catture}{9}\right) * 10^{LT_c - 1}$$

dove le catture sono in g di C, mentre LT_C il livello trofico medio delle catture.

Questo valore, di molto superiore alle precedenti stime, è dovuto alla inclusione degli scarti e alla disaggregazione dei dati (che tiene in considerazione la non linearità della relazione tra PPR e i livelli trofici). Considerando alcuni esempi riportati, i valori di PPR per i sistemi costieri e per le barriere coralline raggiungono l'8.3%, mentre le piattaforme continentali e le zone di upwelling, ovvero i sistemi soggetti al più intenso sforzo di pesca, presentano una PPR pari al 24.2 – 35.3% e 25.1%, rispettivamente. Discutendo i valori ottenuti, gli stessi autori si sono interrogati sugli esiti di uno spostamento dello sforzo di pesca verso i livelli

trofici più bassi e sull'eventualità che esso possa determinare un aumento delle catture, dato che non è concepibile un aumento significativo della percentuale di produzione primaria coinvolta nella produzione di biomassa ittica.

Anche Tudela et al. (2005) hanno utilizzato il rapporto tra la PPR e la produzione primaria netta (%PPR) in relazione al livello trofico medio delle catture (LTc) come indice quantitativo per stimare il livello dello sfruttamento di un ecosistema. Tudela et al. (2005) evidenziano che, secondo le loro analisi, la percentuale di produzione primaria necessaria al mantenimento delle catture osservate che permetta uno sfruttamento sostenibile dell'ecosistema, con catture che si focalizzano sulle specie con un alto livello trofico (LTc>3.5), è di circa 20%, un valore che si discosta sostanzialmente dal'8% suggerito da Pauly and Christensen (1995). Ciò ovviamente ha sollevato alcune preoccupazioni in merito alla sostenibilità degli ecosistemi marini nell'ambito degli attuali regimi di sfruttamento, ma evidentemente su una base ampiamente presuntiva.

A tal proposito, Pauly et al. (1998) tramite lo studio di una serie storica (1950-1994) di dati sugli sbarchi (dati FAO) hanno evidenziato come, in circa cinquant'anni, il livello trofico medio delle catture sia diminuito da 3.3 a 3.1 a livello globale. Questo fenomeno è conosciuto nella comunità scientifica come "*Fishing Down Marine Food Webs*" dal titolo dell'articolo sopracitato, pubblicato sulla rivista scientifica Science (fig. 10).

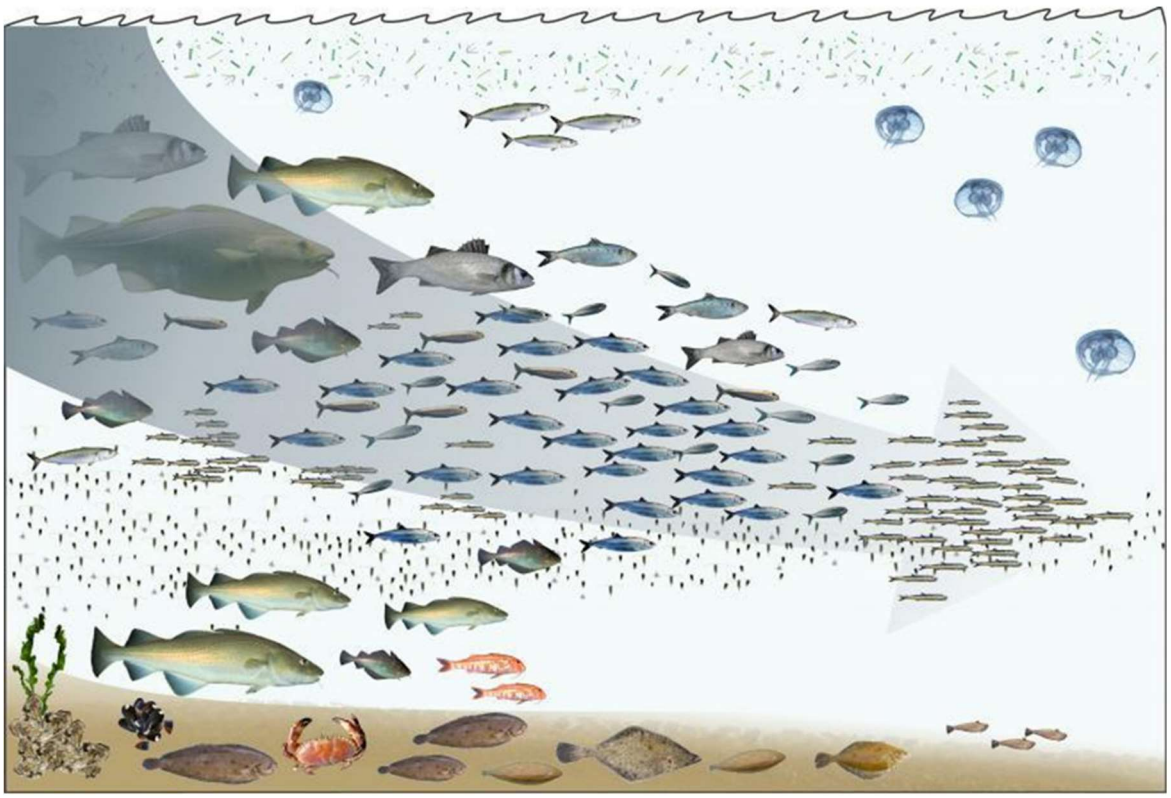


Figura 10. Una rappresentazione pittorica del concetto di "Fishing Down Marine Food Webs". All'aumento delle catture segue un calo del livello trofico delle stesse e poi, progressivamente, un calo dell'abbondanza complessiva del pescato (da http://teachoceanscience.net/).

Questa tendenza alla diminuzione del livello trofico medio delle catture riflette una transizione graduale della pesca da specie più longeve, con una dinamica di popolazione basata sulla capacità di adattamento, aventi un alto livello trofico, a specie caratterizzate da una dinamica di popolazione basata su ritmi di crescita esponenziali nel breve periodo, con un livello trofico medio inferiore. È stato ampiamente dimostrato che questa transizione rappresenta un modello di sfruttamento insostenibile delle risorse. Infatti, mentre nel breve periodo porta ad un aumento delle catture, nel lungo termine si osserva un calo sensibile delle catture stesse fino alla possibilità di un rapido depauperamento delle risorse alieutiche (Christensen et al., 2014; Pauly et al., 2002, 1998; Pauly and Watson, 2005). Questo fenomeno è stato documentato in Canada (Pauly et al., 2001), Brasile (Freire

and Pauly, 2010), Golfo della California (Sala et al., 2004) e Tailandia (Pauly et al., 2000), per citarne solamente alcuni.

Come è possibile notare dalle analisi di Pauly et al. (1998) questo fenomeno si è osservato anche nel Mar Mediterraneo. In particolare, il livello trofico medio degli sbarchi dal 1950 al 1994 era diminuito da 3.1 a 2.9 rispettivamente (fig. 11a), il che ha comportato, come previsto, dapprima ad un aumento poi ad una rapida diminuzione delle catture, quest'ultimo rappresentato dalla curva di flessione mostrata in fig. 11b.

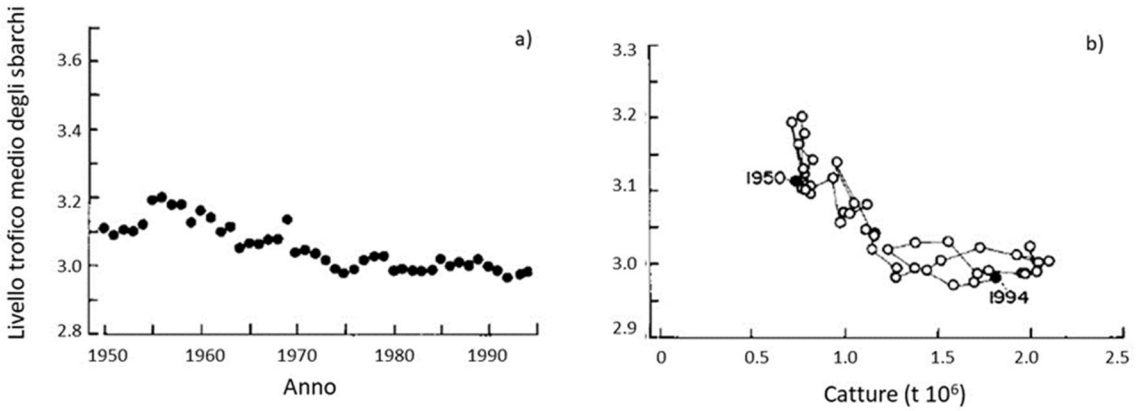


Figura 11. Andamento del livello trofico degli sbarchi dal 1950 al 1994 per il Mar Mediterraneo: a) diminuzione del livello trofico medio degli sbarchi da 3.1 a 2.9, b) andamento del livello trofico medio rispetto alle catture (modificato da Pauly et al., 1998).

Le strategie di pesca si sono quindi adattate ai cambiamenti delle abbondanze relative delle specie, focalizzandosi inevitabilmente su quelle di livello trofico inferiore, la cui abbondanza relativa è andata crescendo. Anche se ciò può dare risultati economicamente validi nel breve periodo, nel lungo termine si rischia il collasso della struttura della rete trofica e quindi delle sue funzioni ecosistemiche. Pertanto, Pauly et al. (1998) concludevano che i livelli di sfruttamento delle risorse non erano sostenibili e le strategie di pesca erano dunque da rivedere profondamente.

Più recentemente, Chassot et al. (2010) hanno analizzato il livello di sfruttamento delle risorse mediante lo studio della relazione tra la produzione primaria e le catture di pesca dal 2000 al 2004 all'interno di aree definite "Grandi Ecosistemi Marini" (*Large Marine Ecosystems*). Il sistema dei Grandi Ecosistemi Marini è stato sviluppato nel contesto della Convenzione delle Nazioni Unite sul Diritto del Mare del 1982 per consentire una più mirata gestione degli oceani basata sugli ecosistemi ai fini della conservazione e per promuovere un approccio collaborativo alla gestione delle risorse in aree ecologicamente omogenee. In totale, si riconoscono 66 Grandi Ecosistemi Marini nel mondo. Chassot et al. (2010) hanno affermato che la maggior parte di queste aree sono caratterizzate da sovrasfruttamento e in particolar modo risultano largamente sovrasfruttate le zone di *upwelling*, nelle quali la pesca si concentra sulle specie con un basso livello trofico. L'*upwelling* è un processo che prevede il rimescolamento di acque con diverse temperature e con diverse concentrazioni di nutrienti, che determina un forte aumento della crescita dei produttori primari e come conseguenza un'analoga crescita della biomassa delle specie ai livelli trofici superiori. Le specie che si trovano in queste zone, sono piccoli pelagici, sostanzialmente acciughe (*Engraulis spp*.) e sardine (*Sardina spp*. e *Sardinella spp*.), ed hanno un livello trofico relativamente basso (LT<3.0) e presentano dei valori di PPR estremamente elevati, tanto che la probabilità di restare nell'ambito della sostenibilità è molto bassa, con livelli si sovrasfruttamento fino al 112% rispetto ad un livello cha abbia il 95% di probabilità di esser sostenibile. Tutto ciò a conferma anche di altre fonti, come ad esempio Tudela et al. (2005).

Contemporaneamente a Chassot et al. (2010), anche Conti e Scardi (2010) hanno analizzato lo stato di una buona parte dei Grandi Ecosistemi Marini in base al rapporto tra produzione primaria fitoplanctonica e catture della pesca, ma con un approccio metodologico sostanzialmente diverso di quello proposto dai primi. In particolare, per la stima della produzione primaria gli autori hanno optato per l'utilizzo di una rete neurale artificiale che forniva stime della produzione primaria integrate sulla verticale (Scardi, 2001). Si trattava dunque di una tipologia di modello basata su una tecnica di Machine Learning e oggi questi metodi sono fra i più utilizzati nella modellistica ecologica grazie alla loro capacità di

riprodurre relazioni altamente complesse e non lineari senza la necessità di formulazioni esplicite (Thessen, 2016).

In altre parole, le Reti Neurali Artificiali, così come altre tecniche di Machine Learning, non necessitano di conoscenze a priori sulla natura delle relazioni tra le variabili di input, i.e. le variabili predittive, e il processo modellato e ciò rappresenta chiaramente un vantaggio nella modellistica in generale, ma soprattutto in quella ecologica (Mattei e Scardi, 2021). In questa, infatti, definire in maniera analitica un processo ecologico estremamente articolato come la produttività primaria richiede un impegno teorico considerevole, che purtroppo rischia di essere poggiato su basi poco solide a causa della scarsità di dati e di informazioni sui parametri di processo essenziali.

Inoltre, Conti e Scardi (2010) hanno filtrato i dati a loro a disposizione in base al rapporto tra produttività e biomassa (P/B) prima di procedere alla calibrazione del loro modello. In pratica, gli autori hanno eliminato tutti quei casi non consistenti da un punto di vista strettamente ecologico con il processo modellato. Ad esempio, non hanno considerato tutti quei casi in cui hanno evidenziato la presenza di un'elevata produttività primaria a profondità elevate, ma con bassa concentrazione di clorofilla, o i casi in cui il rapporto da produttività e biomassa era irragionevolmente elevato. Questo ha permesso agli autori di ottenere stime sia della produzione primaria che della PPR molto più conservative e queste, da un punto di vista strettamente gestionale, potrebbero suggerire un approccio precauzionale alla gestione della pesca (fig. 12).

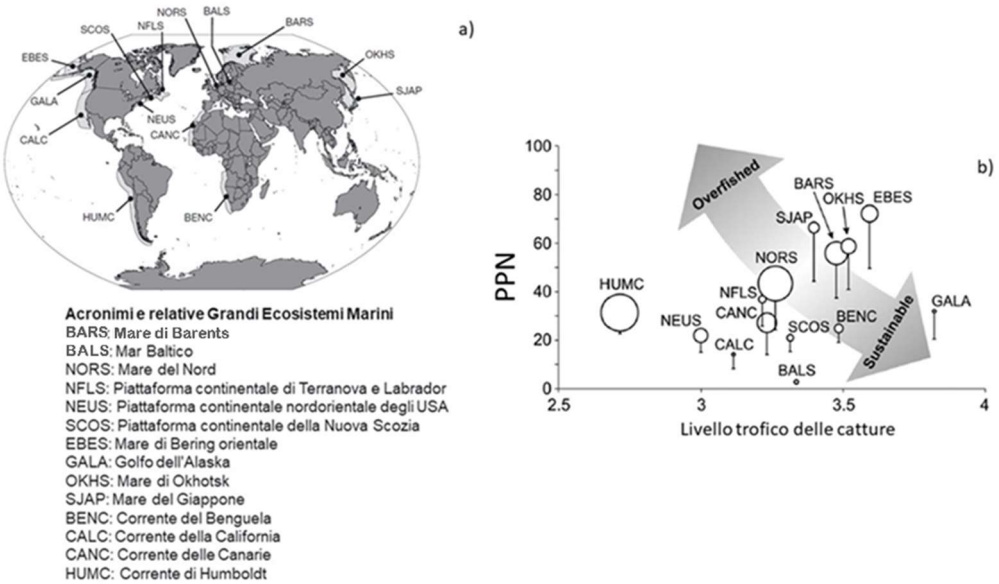


Figura 12. Posizione geografica dei Grandi Ecosistemi Marini considerati e relativi acronimi (a). Analisi della relazione tra la percentuale di produzione primaria necessaria a sostenere la pesca (%PPR) ed il livello trofico medio delle catture (b). La dimensione delle bolle è proporzionale alle catture, mentre la barra sotto ogni bolla punta al valore di %PPR, basato sul un modello di produzione noto come VGPM (Behrenfeld & Falkowski, 1997). Quest'ultimo stima livelli di produzione primaria generalmente più elevati e di conseguenza porta a sottostimare il livello di sovrasfruttamento delle risorse alieutiche (modificato da Conti e Scardi, 2010).

La pesca sostenibile, spiegano gli autori, si può realizzare laddove a livelli di sfruttamento della produzione primaria non eccessivi (%PPN<30%) si abbinino catture limitate per biomassa e di livello trofico medio relativamente alto (LT>3.3), come ad esempio nel Mar Baltico (BALS in fig. 12). Tuttavia, nella maggior parte dei Grandi Ecosistemi Marini le pressioni di pesca sono molto elevate (%PPRN>30%) o caratterizzate da catture prevalentemente di specie di livello trofico molto basso (LT<3.3). Entrambe queste condizioni, o la loro combinazione, portano inevitabilmente ad un sovrasfruttamento degli stock ittici, una situazione che si riscontra nella maggior parte dei Grandi Ecosistemi Marini analizzati.

Oltre al livello di sfruttamento degli ecosistemi, Conti e Scardi (2010) hanno fornito importanti informazioni sul rapporto fra variabilità della produzione primaria e livello

trofico medio delle catture, suggerendo che quest'ultimo sia tendenzialmente meno elevato dove la produzione primaria è meno variabile stagionalmente ($r = 0.5604$, $p<0.05$, fig. 13).

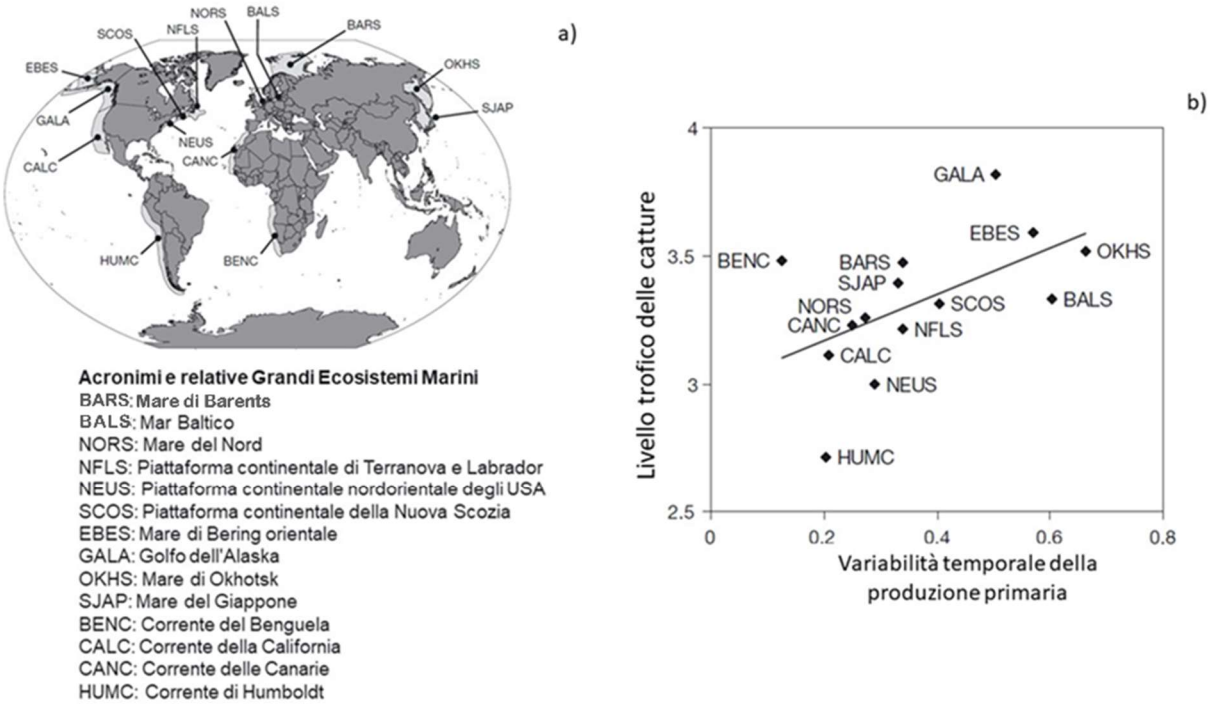


Figura 13. Posizione geografica dei Grandi Ecosistemi Marini considerati e relativi acronimi (a). Correlazione lineare positiva e significativa ($r = 0.5604$, $p < 0.05$) tra il livello trofico medio delle catture e la variabilità temporale della produzione primaria (b). Modificato da Conti e Scardi (2010).

È chiaro quindi che l'analisi della produzione primaria di un determinato ecosistema unitamente a dati sulla pesca, come il livello trofico medio delle catture, possa fornire delle importanti informazioni sullo stato, sulla funzionalità e il livello di sfruttamento dell'ecosistema stesso, con una chiara base teorica ecologica.

Per quanto riguarda il livello trofico medio delle catture, vale tuttavia la pena notare che, nonostante sia uno degli indicatori più utilizzati nell'ambito della pesca, Branch et al. (2010) in un lavoro pubblicato su *Nature* hanno evidenziato che l'applicazione di tale indice

richiede un certo livello di prudenza in quanto esso non sempre è in grado di rispecchiare il livello trofico medio dell'ecosistema e quindi il suo stato. In pratica, gli autori hanno simulato (dal tempo 0 a 100 anni nel futuro), mediante 26 applicazioni del modello '*Ecopath with Ecosim*' (Christensen and Walters, 2004) in diversi ecosistemi marini, quattro possibili scenari di approccio alla pesca caratterizzati principalmente da diverse tipologie di specie target:

1. quelle con un medio-basso livello trofico (LT>3.0) e grande biomassa (scenario 1: '*fishing down*'),
2. le specie a livelli trofici ancora inferiori (LT<3.0) (scenario 2: '*fishing through*' (*the food web*));
3. quelle più facilmente accessibili (scenario 3: '*based on availability*');
4. il caso in cui tutte le specie vengano equamente pescate nel tempo fino ad esaurimento (scenario 4: '*increase to overfishing*').

Tramite le loro simulazioni, gli autori dimostrano che quando la pesca colpisce in modo sproporzionato una parte della rete trofica, come ad esempio quando ci si concentra solo sulle specie con un basso livello trofico (scenario 1 e 2), il livello trofico medio delle catture non è più rappresentativo dello stato dell'ecosistema. Al contrario, quando la pesca si focalizza su ampio numero di specie con diversi livelli trofici, in cui buona parte della rete trofica viene interessata (scenario 4), allora il livello trofico medio delle catture è un campione rappresentativo, e fornisce importanti informazioni sui cambiamenti dell'ecosistema soprattutto per quanto riguarda il livello di biodiversità osservato.

Quanto sottolineato da Branch et al. (2010) ha ovviamente una certa rilevanza specialmente perché il livello trofico medio delle catture è uno dei principali indicatori scelto dalla Convenzione sulla Biodiversità tenutasi a Rio de Janeiro nel 1992 – meglio nota come *Earth Summit* – per misurare il livello di biodiversità degli ecosistemi marini (Butchart et al., 2010).

Nel 2002, la stessa Convenzione sulla Biodiversità ha definito il livello trofico medio delle catture "pronto per un uso globale" – *'ready for global use'* (BDI Partnership, 2010). Inoltre, nonostante l'importante punto sollevato da Branch et al. (2010), è tuttavia chiaro che le statistiche sugli sbarchi rappresentano la principale, se non unica, fonte disponibile di dati per gli studi relativi allo sforzo di pesca (Conti e Scardi, 2010). Inoltre, è stato ampiamente dimostrato che, se analizzato su una scala temporale relativamente ampia (Cury et al., 2005; Pauly e Watson, 2005), e soprattutto se associato al contributo relativo delle diverse specie (Fath et al., 2019), il livello trofico medio delle catture può essere utilizzato per l'identificazione di fonti di disturbo, le quali sembrano produrre in generale una diminuzione di tale indice.

Oltre al livello trofico medio delle catture, numerosi altri indicatori sono stati utilizzati nell'ambito dell'approccio ecosistemico alla gestione della pesca (ICES, 2005). Essi possono essere raggruppati come segue:

i. indicatori trofodinamici che caratterizzano le singole componenti della rete trofica (e.g. dinamica di popolazione, interazione preda-predatore);
ii. indicatori per l'analisi della comunità (es. indici di diversità);
iii. indicatori che mirano a caratterizzare l'intera rete trofica per confrontarne l'organizzazione e funzionamento tra ecosistemi (es. indici basati su flusso di energia o sull'analisi delle interazioni).

In una revisione bibliografica sugli indicatori trofodinamici, Cury et al. (2005) si sono focalizzati su 6 indici tra i 46 reperiti in letteratura, ai quali hanno assegnato dei punteggi sulla base di 9 criteri e quindi ne hanno analizzato i punti di forza e di debolezza. La lista degli indicatori e i relativi risultati sono riassunti nella tabella 1.

A corredo di quanto riportato in tabella 1, i sei indicatori in essa proposti rappresentano rispettivamente:

Catture, inteso come biomassa delle catture.

PPR, produzione primaria necessaria al mantenimento di terminati livelli di rendimento della pesca.

Predazione, inteso come il tasso di mortalità osservato nella popolazione da accoppiare al tasso di mortalità osservato per gli effetti della pesca.

Livello trofico delle catture, il livello trofico medio osservato nei dati delle catture.

Bilancio di Pesca (Fishing-in-balance index), un indice che mette in relazione il livello trofico medio delle catture con la biomassa delle catture in una determinata scala temporale, generalmente su base annua. La stabilità intorno allo zero di questo indice, negli anni, riflette uno sfruttamento sostenibile della risorsa in cui le variazioni dei livelli trofici delle catture sono accompagnate da opportune variazioni della biomassa delle catture stesse (Christensen e Walters, 2004). Al contrario, un aumento di tale indice può indicare uno sfruttamento non sostenibile delle risorse di pesca (si pesca più rapidamente o in un'area geografica più ampia di quanto sarebbe previsto dal livello trofico medio osservato delle catture). Una diminuzione di tale indice sottolinea come l'aumento delle catture non compensi la diminuzione del livello trofico medio osservato delle catture, ad indicare quindi l'inizio del collasso della risorsa sovrasfruttata (Garcia e Staples, 2000).

Impatto trofico, un indice che quantifica gli effetti di una specie su altre specie all'interno dell'ecosistema, tenendo conto delle dinamiche delle popolazioni e delle interazioni trofiche.

Tabella 1. Indicatori trofodinamici valutati secondo 9 criteri (C: concretezza; BT: base teorica; Co: costo; M: misurazione; DS: disponibilità dei dati storici; Se: sensibilità; Sp: specificità; Re: Reattività; OP: opinione pubblica). Punteggi da 1 a 5 (min/max) per ciascun criterio. Si veda il testo per una lista degli indicatori (modificato da Cury et al.,2005).

Indicatore	C	BT	Co	M	DS	Se	Sp	Re	Op	Punti di forza e debolezza
Catture	5	2	2	2	3	2	2	3	3	Può non riflettere correttamente lo stato dell'ecosistema
PPR	2	4	1	1	1	2	4	2	1	Può non riflettere correttamente lo stato dell'ecosistema
Predazione	2	3	2	2	1	2	1	2	1	Riflette la dinamica delle risorse sfruttate e non sfruttate, ma richiede un grande quantitativo di dati e di alta qualità
Livello trofico catture	3	3	4	3	4	3	4	3	3	Può non riflettere cambiamenti dello stato dell'ecosistema. Richiede dati in un'ampia scala temporale
Bilancio di pesca	3	4	4	3	4	4	4	4	3	Riflette cambiamenti tra catture e livello trofico delle catture, ma applicabile solo a specifici periodi di riferimento
Impatto trofico	1	4	1	1	2	3	2	2	2	Può riflettere effetti diretti e indiretti. Derivato dal modello statico, quindi non riflette gli effetti dinamici.

Purtroppo ad oggi, secondo quanto sostenevano Cury et al. (2005), gli indicatori trofodinamici sono ancora puramente descrittivi e per essere correttamente interpretati devono essere necessariamente accoppiati a profonde conoscenze ecologiche teoriche, limitando sensibilmente la possibilità di poter essere usati singolarmente ed efficacemente in contesti gestionali.

Ad una simile conclusione era arrivato anche Rice (2000) il quale, dopo un'attenta revisione degli indicatori per l'analisi delle comunità, ammetteva di non essere riuscito lui stesso a "trovare un indice che possa essere utilizzato senza riserve". Però, aggiunge Rice, l'applicazione di più indici al medesimo problema può comunque fornire un quadro abbastanza ampio e dettagliato dello stato degli ecosistemi, se valutati in un'ottica temporale relativamente ampia, anche in base ai loro cambiamenti. Ovviamente, l'ecologia

teorica alla base degli indicatori è di cruciale importanza, ma non sempre di facile comunicabilità (Rice, 2000).

Anche Fath et al. (2019) propongono una revisione bibliografica riguardante gli indicatori basati sull'analisi delle reti trofiche dell'ecosistema e della loro termodinamica, definiti come indici per l'analisi delle reti ecologiche (o *Ecological Network Analysis*). Vale la pena notare che il lavoro di Fath et al. (2019) è il risultato di un workshop tenutosi dal 25 al 27 settembre 2017 tra i maggiori specialisti dell'analisi delle reti ecologiche, dove nelle sessioni plenarie si cercò di individuare uno o più indici che potessero essere considerati effettivamente operativi ed affidabili a livello gestionale.

Tra tutti gli indici proposti ne furono selezionati sette, in base alla loro rilevanza per l'implementazione dell'approccio ecosistemico alla gestione della pesca, soprattutto per i responsabili gestionali. Nel loro importante contributo, in cui viene fornita in estremo dettaglio la teoria ecologica alla base di ogni indicatore e relativa analisi, gli autori sottolineano, nuovamente, che solamente l'uso complementare di più indicatori può essere utile per la valutazione dello stato di un ecosistema e dei suoi cambiamenti. Infatti, nonostante il livello di complessità dei singoli indici, quando essi sono applicati singolarmente non riescono ad intercettare le molteplici dimensioni della dinamica delle interazioni presenti nella rete trofica (Fath et al., 2019). Il suggerimento è quello quindi di adottare, sulla base di conoscenze teoriche ecologiche molto dettagliate, molteplici approcci contemporaneamente, definendo questa soluzione come basata su un "*toolbox* di indici".

Tuttavia, questo approccio rappresenta una sfida aggiuntiva, in quanto molti degli indici proposti non sono di facile e immediata comprensione, soprattutto, ma non esclusivamente, per i *decison-makers* ed i responsabili della gestione delle risorse (Fath et al., 2019). Il vantaggio, d'altra parte, è che la maggior parte di questi indici possono essere calcolati partendo dalla stessa tipologia di dati, ottenuti dallo stesso monitoraggio, secondo gli attuali protocolli utilizzati per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici, anche

nel contesto della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (2008/56/CE). Ciononostante, concludono gli autori, è importante che “i responsabili decisionali prendano coscienza del fatto che per le questioni che riguardo gli ecosistemi non esiste una bacchetta magica” (Fath et al., 2019), e che solamente con future applicazioni e relativi monitoraggi potrà essere verificata la reale affidabilità di qualsiasi indice”.

Lo scenario mediterraneo

Le relazioni fra pesca e funzionamento degli ecosistemi offrono certamente spunti di interesse di validità generale, che trovano riscontro, sia pure con diverse sfumature, in tutti i Grandi Ecosistemi Marini. Il Mediterraneo, che uno di questi, è però un bacino caratterizzato da elementi di grande particolarità che non possono non essere tenuti in considerazione quando si parla di gestione delle risorse alieutiche.

Con la crisi di salinità del Messiniano (oltre 5 milioni di anni fa), le acque del Mediterraneo evaporarono quasi completamente, a causa della chiusura dello Stretto di Gibilterra e solo 5.4 milioni di anni fa lo stretto di Gibilterra tornò ad aprirsi, generando le condizioni che oggi caratterizzano il bacino. Già questo evento è sufficiente a rendere il Mediterraneo un mare giovane ed unico, ma altre particolarità dovrebbero sempre essere tenute parimenti in considerazione. Nello specifico dei temi rilevanti per la pesca, al di là delle particolarità faunistiche, non si può non rilevare come le marinerie mediterranee (con quelle del nostro Paese che non fanno eccezione) interagiscano con una varietà di specie che non trova riscontro in altri mari europei, rendendo difficile, se non impossibile, mutuare misure e politiche di gestione già applicate in altre aree (es. Mare del Nord).

Purtroppo il rischio di questo tipo di scelte è sempre dietro l'angolo, soprattutto a causa di una certa rigidità delle politiche europee, che si applicano, a volte inopinatamente, anche a problemi e risorse esclusivamente regionali. Tuttavia, altre entità giocano un importante ruolo nel Mediterraneo e fra queste la più importante è senz'altro la Commissione Generale per la Pesca nel Mediterraneo (CGPM), che riunisce 22 paesi membri, oltre all'UE, con l'obiettivo di garantire non solo la conservazione, ma anche l'uso sostenibile delle risorse alieutiche marine e lo sviluppo sostenibile dell'acquacoltura.

Il ruolo della CGPM è di grande importanza poiché, come emanazione della FAO e quindi dell'ONU, raccoglie al suo interno i rappresentanti dei Paesi del Mediterraneo e del Mar

Nero, potendo effettivamente coordinare le politiche della pesca su scala di bacino. La CGPM, grazie al fatto di essere un'emanazione dell'ONU, ha strumenti più efficaci per impegnare i governi dei Paesi membri rispetto ad altre forme di coordinamento, come quelle che, soprattutto per gli aspetti ambientali legati alla pesca, dovrebbero essere gestite nell'ambito del Processo di Barcellona.

Malgrado la CGPM svolga un ruolo molto incisivo nelle politiche della pesca e malgrado per i Paesi membri dell'UE la Politica Comune abbia dagli anni '70 un ruolo di stretto coordinamento, resta il problema di una sostanziale dicotomia fra sponda nord e sponda sud del bacino, con i Paesi della prima in larga misura dipendenti dalle politiche UE e quelli della sponda sud che oggettivamente agiscono con meno vincoli, sia pure sfruttando risorse in larga misura condivise.

In questo scenario di parziale integrazione delle politiche della pesca su scala di bacino, da un punto di vista più strettamente ecologico, il Mediterraneo è interessato da fenomeni come la meridionalizzazione e la tropicalizzazione, che sono innegabilmente accelerati dai cambiamenti climatici in corso e che hanno certamente un ruolo nell'ottica di un approccio ecosistemico alla pesca.

Il primo fenomeno, la meridionalizzazione, dipende più strettamente dal riscaldamento in atto delle acque del Mediterraneo e comporta lo spostamento verso nord dell'areale di specie termofile che erano tipicamente presenti solo nella parte merdionale del bacino. Il caso di *Sphyraena viridensis*, il barracuda mediterraneo, è uno die più noti, ma non certo l'unico. La tropicalizzazione è invece dovuta all'ingresso da Suez o da Gibilterra di specie ad affinità tropicale e si tratta di specie che non erano mai state segnalate nel Mediterraneo. Se è vero che questo ha conosciuto la crisi del Messiniano ed è stati quindi colonizzato nel corso degli ultimi 5 milioni di anni esclusivamente da specie di provenienza atlantica, si potrebbe ritenere questo processo come del tutto normale, ma non è certamente normale il ritmo a cui questo fenomeno sta avvenendo grazie sia ai cambiamenti climatici, sia al fatto che all'ingresso di specie atlantiche da Gibilterra si è aggiunto quello di specie

provenienti dal Mar Rosso attraverso il Canale di Suez, noto come migrazione lessepsiana, che ha modificato in maniera apprezzabile la fauna e la flora del sud-est del Mediterraneo. Il fenomeno della tropicalizzazione, accelerato dai cambiamenti climatici, riguarda per il momento in misura ancora marginale i mari del nostro Paese, ma è certamente un altro dei fattori che un approccio ecosistemico alla gestione della pesca dovrebbe tenere in attenta considerazione, soprattutto perché potrà modificare in maniera imprevedibile le reti trofiche che sostengono le specie comunemente sfruttate.

Questi ed altri fenomeni riguardano le diverse aree del Mediterraneo in maniera differente, poiché ogni sottobacino ha caratteristiche profondamente differenti dagli altri. Basti pensare alle differenze fra la sottoregione dello Ionio e Mediterraneo Centrale e quella dell'Adriatico, che sono due delle tre sottoregioni italiane considerate ai fini della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino. La prima ha una fascia costiera caratterizzata da un'espansione molto modesta della piattaforma continentale e quindi acque profonde già in prossimità della linea di costa, mentre la seconda, con profondità medie molto basse, riceve un quarto delle acque dolci dell'intero bacino mediterraneo in un volume molto piccolo rispetto a quest'ultimo, funzionando, per certi versi come un grande estuario, più che come un mare. È dunque evidente che le differenze fra queste sottoregioni, nelle interfacce con gli ecosistemi terrestri, nelle caratteristiche oceanografiche, nelle interazioni fra comparto pelagico e comparto bentonico, nella composizione della fauna e della flora e nella struttura delle reti trofiche sono enormi ed un approccio ecosistemico alla pesca non può non tenerne conto.

Tuttavia, bisogna realisticamente tenere conto della sostanziale mancanza di informazione ecologica di base che possa supportare delle politiche improntate ad un approccio ecosistemico. Il nostro Paese ha destinato al monitoraggio dell'ambiente marino risorse risibili ed allocate più nell'ottica della distribuzione geografica che dell'ottimizzazione dei piani di campionamento. Senza voler insistere su questo punto, basti considerare che la comunità scientifica italiana ormai da anni non può più contare non già su una flotta di navi

oceanografiche, ma nemmeno su una singola unità. In questo scenario, i dati che vengono raccolti nell'ambito del Programma Nazionale Raccolta Dati alieutici operato dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali con risorse fornite dal Fondo europeo per gli affari marittimi e la pesca (FEAMP) rappresentano, con tutti i limiti dal caso, l'insieme più ampio e coerente di informazioni sugli ecosistemi marini di cui il nostro Paese può disporre. È tuttavia evidente che il potenziale che questa base di dati potrebbe esprimere nell'ottica di un approccio ecosistemico è fortemente limitata dalla mancanza di informazioni su altre componenti, come il plancton o il benthos, snodi essenziali per realizzare l'obiettivo.

Per ciò che riguarda i dati relativi alla pesca, fin dagli inizi degli anni '50, i dati relativi alle catture e agli sbarcati per la maggior parte degli stock ittici del Mediterraneo sono stati raccolti e pubblicati dalla FAO e successivamente anche dalla CGPM. Inoltre, valutazioni e indagini su specie di particolare interesse possono anche essere effettuate nell'ambito di progetti internazionali (es. Sea Around Us). Dunque, con tutti i limiti che una raccolta di dati di grande complessità comporta, è possibile almeno per grandi linee lavorare in una prospettiva diacronica.

Ad esempio, Tsikliras et al. (2013) hanno valutato lo stato di sfruttamento degli stock ittici del Mar Mediterraneo e del Mar Nero dal 1970 al 2010 determinando la variabilità temporale sia delle catture, in termini di variazione del livello trofico medio degli sbarcati, che del numero di stock analizzati.

Dalla figura 14 è possibile notare come il numero di stock registrati dalla CGPM nel tempo sia cresciuto notevolmente dal 1970 al 2010, e in modo lineare (r=0.96). Questo, spiegano gli autori, può dipendere da due fattori, o dal fatto che (i) sono state effettivamente sfruttate nuove risorse oppure (ii) che l'identificazione delle specie a livello tassonomico sia migliorata nel tempo. E' possibile infatti che, prima dell'avvento e diffusione delle tecniche molecolari per l'identificazione tassonomica, organismi appartenenti a specie differenti venissero erroneamente identificate come appartenenti ad una medesima

specie. Pur con questi limiti, resta il fatto che il numero di stock di interesse per la gestione della pesca in meno di cinquant'anni è quasi duplicato (fig. 14a).

Le catture, invece, hanno mostrato dapprima un incremento quantitativo (da 1.1x106 t a 1.96x106 t fra il 1970 e il 1985), raggiungendo il picco massimo nel 1988 (1.99x106 t). A questa fase è seguito un decremento. Infatti, dalla fine degli anni '80 in poi si è registrato una diminuzione costante dell'entità degli sbarchi (fig. 14b). Un andamento simile è stato osservato per il livello trofico medio delle catture che è leggermente aumentato con le catture, raggiungendo un massimo pari a poco meno di 3.4, per poi diminuire fino a circa 3.25, con un picco secondario di breve ampiezza nella prima decade del nuovo millennio (fig. 14c).

Sfortunatamente, gli stessi autori non forniscono un'analisi di dettaglio per i dati del Mar Mediterraneo e del Mar Nero, ma solamente una valutazione generale, con dati accorpati.

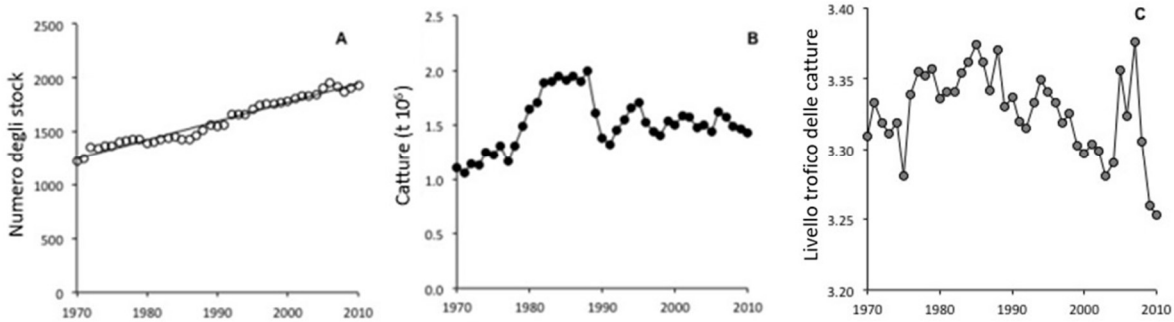


Figura 14. Stato di sfruttamento degli stock ittici nel Mar Mediterraneo e Mar Nero per il periodo 1970-2010. A) Andamento del numero degli stock registrati dalla CGPM per anno, B) andamento delle catture per anno, C) il livello trofico medio delle catture per anno. Modificato da Tsikliras et al. (2013).

Nonostante questo limite, i risultati forniti da Tsikliras et al. (2013) confermano la graduale transizione della pesca da specie con un più alto livello trofico a quelle con un livello inferiore, ovvero confermano il processo già evidenziato a livello globale da Pauly et al. (1998), meglio noto come "*Fishing Down Marine Food Webs*". Pertanto, concludono gli

autori, è chiaro che i regimi di pesca seguiti nel Mar Mediterraneo rappresentano in larga misura, per circa l'80%, una modalità di sfruttamento insostenibile delle risorse alieutiche.

Più recentemente, anche Colloca et al. (2017) hanno fornito un'analisi dettagliata sullo stato e sui livelli di sfruttamento degli stock del Mar Mediterraneo facendo però una distinzione tra i paesi europei ed extraeuropei. Utilizzando diverse fonti di dati su un ampio intervallo temporale (1970-2014), hanno anch'essi evidenziato, come tendenza generale, un costante aumento dello sbarcato dagli anni '70 agli anni '90, seguito poi da un decremento relativamente costante (fig. 15a).

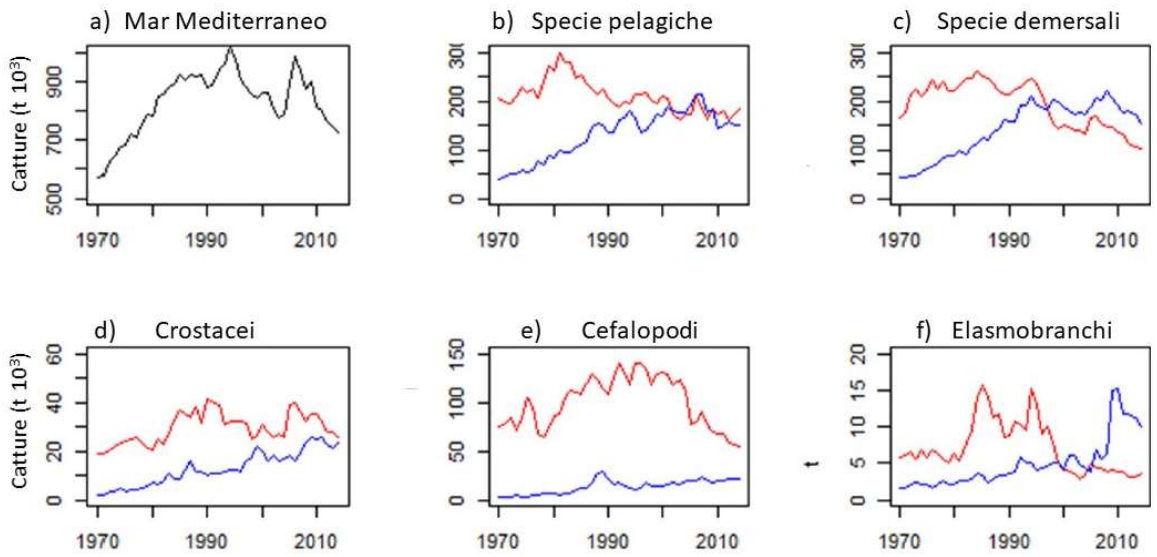


Figura 15. Andamento degli sbarchi annuali nel Mar Mediterraneo nel periodo dal 1970-2014 di tutte le specie per l'intero bacino (a) e con distinzione tra paesi europei (rosso) ed extraeuropei (blu) per specie pelagiche (b), specie demersali (c), crostacei (d), cefalopodi (e) ed elasmobranchi (f). Modificato da Colloca et al. (2017).

Tuttavia, quando si osservano le tendenze dei medesimi dati facendo una distinzione tra paesi europei (Spagna, Francia, Italia, Slovenia, Croazia, Montenegro, Albania, Grecia, Malta, Cipro) ed extra europei (Turchia, Siria, Libano, Egitto, Libia, Tunisia, Algeria, Marocco) la situazione cambia sostanzialmente. Infatti, la diminuzione degli sbarchi è relativa solamente al contributi dei paesi europei, che sono ritornati ai livelli del 1970 o

addirittura al di sotto di questi, mentre quelli extraeuropei al contrario sono stati caratterizzati da un continuo incremento e solamente intorno al 2010 è stata riscontrata una marginale riduzione delle catture delle sole specie pelagiche, demersali e degli elasmobranchi, che tuttavia marcano comunque un cospicuo aumento complessivo negli ultimi 50 anni (fig. 15b-c-f). Restano addirittura in crescita nei paesi extraeuropei gli sbarchi di cefalopodi e crostacei (fig. 15d-e).

Colloca et al. (2017) sottolineano quindi l'esistenza di un'asimmetria tutta Mediterranea in termini di competenza e di responsabilità della gestione, il che solleva delle problematiche che sono tutt'altro che insolite, ma che effettivamente sono state poco trattate nel merito (van Hoof, 2015).

Attualmente, la Politica Comune della Pesca (PCP) è vincolante per gli Stati membri dell'Unione Europea, la quale mira a definire dei piani di gestione che determinino la fine dello sfruttamento eccessivo delle risorse e la ricostituzione di tutti gli stock mediante la definizione di un livello massimo di catture sostenibili, tecnicamente definito come *maximum sustainable yield* (MSY, in seguito).

Quello di MSY non è un concetto moderno, poiché risale all'epoca fra le due Guerre del secolo scorso, quando "*sustainable*" non aveva alcun rapporto con il concetto di sviluppo sostenibile al quale viene spontaneo associare l'MSY. Resta il fatto che quest'ultimo è stato ampiamente utilizzato, anche al di fuori di un'idea di approccio ecosistemico, per definire il più alto tasso di catture che può essere realizzato stabilmente nel lungo termine. L'MSY, anche se ampiamente criticato per la visione riduzionistica che sottende e per il grado di incertezza che lo accompagna (Fath, 2018), ad oggi rappresenta uno dei principali riferimenti per la gestione della maggior parte delle attività di pesca del mondo.

La PCP, dopo la riforma del 2013, prevede tra le altre cose anche l'obbligo di sbarcare tutte le catture accidentali effettuate durante le operazioni di pesca, con l'obiettivo più generale di ridurre i rigetti in mare. Celić et al. (2018) hanno analizzato gli effetti ecologici ed

economici di questa specifica indicazione della PCP, mediante l'utilizzo dei dati italiani e sloveni degli sbarchi dal 2005 al 2012 e l'uso di modelli basati sul popolare pacchetto "*Ecopath with Ecosim*". Essi hanno stimato che nei prossimi anni gli sbarchi delle catture accidentali aumenteranno di circa il 13%, comportando un aumento sostanziale del carico di lavoro dei pescatori e di tutte le parti coinvolte, che si tradurrà in una riduzione delle biomasse presenti in mare di circa 0.2% e in una diminuzione degli introiti della pesca per i pescatori stessi di circa 0.5%. Gli autori suggeriscono come possibile alternativa alla "*landing obligation*" di effettuare un miglioramento della selettività degli attrezzi di pesca unitamente alla definizione di quote per la pesca delle specie pelagiche.

Un'ulteriore problematica riguardo alla gestione delle risorse del Mar Mediterraneo che merita di essere menzionata in questa panoramica è quella relativa alla modalità con cui vengono raccolti i dati (Russo et al., 2019). La PCP prevede che gli Stati Membri raccolgano, gestiscano e mettano a disposizione un'ampia gamma di dati, tra cui catture e sforzo di pesca. Tali dati vengono raccolti sulla base di una scala spaziale ben definita, quella delle aree definite come GSA, acronimo per *Geographical SubAreas*. Le GSA sono delle sottoregioni del Mar Mediterraneo definite su base giurisdizionale per facilitarne la gestione, piuttosto che sulla base di caratteri ecologici (Russo et al., 2019). Inoltre, le statistiche sulla pesca vengono assegnate alla GSA in cui viene eseguito lo sbarco, invece di tener conto dell'area in cui vengono effettivamente eseguite le catture.

In altre parole, indipendentemente dalla GSA in cui si pesca realmente, le statistiche relative alla pesca (catture e sforzo) vengono attribuite alla GSA in cui la flotta effettua lo sbarco. Questa assunzione ha un importante riscontro non solo a livello gestionale, ma anche a livello scientifico, perché impedisce un'analisi spaziale efficace e tecnicamente valida (Russo et al., 2019). Questa problematica è stata trattata in dettaglio dagli Autori citati, che hanno tentato di ricostruire lo sforzo di pesca e di identificarne la vera zona di attività. Essi si sono poi serviti di tale ricostruzione per determinare il livello di rendimento

della pesca e il tasso di sfruttamento degli stock, focalizzandosi sull'analisi della pesca con attrezzi a traino delle specie demersali (pesci, crostacei e molluschi).

In particolare, gli Autori citati hanno utilizzato i dati ottenuti dai dispositivi di localizzazione satellitari, quali *Vessel Monitoring System* (VMS) and *Automatic Identification System* (AIS), per determinare l'effettiva area geografica su cui incideva l'attività di pesca, definita come '*Fishing Area*' (FA, in seguito). È importante notare che la superficie complessiva di una singola FA è generalmente più ampia di quella di una GSA. Infatti, una FA solitamente include più GSA (fig. 16a).

Successivamente, per ogni FA è stata stimata la produzione primaria fitoplanctonica tramite il modello VGPM di Behrenfeld e Falkowski (1997) al fine di determinare lo stato degli stock ittici in relazione allo sforzo di pesca. In quest'ambito è stata rilevata una relazione significativa tra produzione primaria e sforzo di pesca, il che sembra suggerire che i pescherecci concentrino preferenzialmente le loro attività nelle aree caratterizzate da un elevato tasso di produttività primaria (fig. 16b).

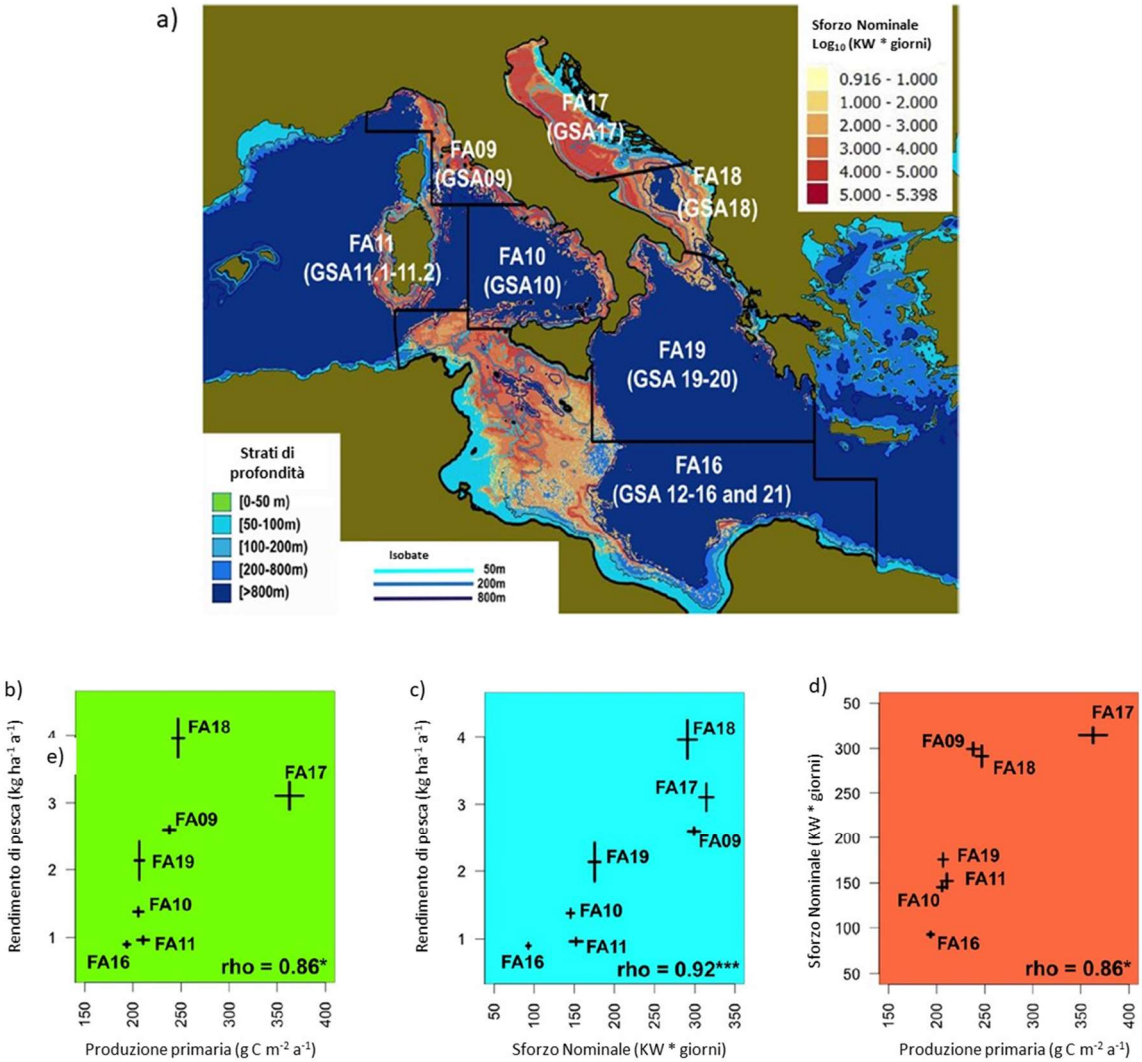


Figura 16. Distribuzione annua media dello sforzo nominale di pesca a strascico nel periodo 2009-2016 (a). Rapporto tra rendimento di pesca per le specie demersali e produzione primaria (b) e sforzo nominale (c), e relazione fra queste ultime due grandezze (d). Modificato da Russo et al. (2019).

Inoltre, Russo et al. (2019) affermano che anche il rendimento della pesca è significativamente e positivamente correlato con la produzione primaria e lo sforzo di pesca (fig. 16c-d). Infatti, quando si analizza il rendimento delle catture delle specie demersali in relazione alle FA è possibile distinguere due aree ben distinte: quella localizzata nella parte meridionale del Mediterraneo centrale, che comprende le FA 10, 11, 16 e 19, caratterizzate da un minor rendimento (<2.5 kg ha^{-1} $anno^{-1}$), e quella localizzata più a nord, che

comprende sia l'Adriatico che il Tirreno Settentrionale ed il Mar Ligure, con le FA 9, 17 e 18), che hanno un maggior rendimento per un'unita di superficie e di tempo (>2.5 kg ha^{-1} $anno^{-1}$). In particolare, lo Stretto di Sicilia (FA16) risulta associato ai valori più bassi di produzione primaria e di sforzo di pesca, e quindi di rendimento, mentre nel Mar Adriatico (FA17 e FA18) la situazione è diametralmente opposta con elevati valori sia di produttività che di sforzo, con il più alto rendimento di pesca.

Quanto rilevato da Russo et al. (2019) rappresenta da una parte un'ulteriore conferma dell'importanza dello studio della produzione primaria come processo ecologico in grado di fornire informazioni essenziali per la gestione della pesca, mentre dall'altra dimostra che gli attuali piani di gestione basati sull'analisi dello sforzo di pesca in relazione alle singole GSA, non consentono di ottenere un quadro reale della situazione e dello sfruttamento delle risorse. Dunque, così come la CGPM sta tentando di attuare, anche PCP dovrebbe realizzare dei piani gestionali subregionali che operino fondamentalmente su una scala spaziale diversa da quelle delle GSA.

Resta il nodo irrisolto dell'approccio ecosistemico, che resta ad oggi un obiettivo del tutto teorico. La resa, di fronte all'evidente carenza di dati e di conoscenze, è stata dichiarata, nei fatti, dalla mancanza di azione concrete a supporto delle valutazioni relative al Descrittore 4 (Reti trofiche marine) della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino.

Nell'ambito del suo primo ciclo di attività, è stato in più sedi evidenziato come gli indicatori relativi al livello ecosistemico non siano ancora sviluppati adeguatamente e che siano quindi necessari ulteriori approfondimenti per arrivare ad un approccio condiviso ed univoco alla problematica. L'approccio modellistico, in prima istanza, è stato escluso, anche senza precluderne l'uso futuro, auspicabilmente per ciò che riguarda i modelli ecosistemici. D'altra parte, il processo di valutazione previsto dalla citata Direttiva si basa necessariamente sullo stato delle conoscenze disponibili ed in particolare per il Descrittore 4 si fa riferimento sì a tutti gli elementi che concorrono a definire le reti trofiche marine,

ma solo “nella misura in cui siano noti”. Purtroppo questa pragmatica considerazione non sembra accompagnata da un adeguato sforzo mirato a colmare i gap conoscitivi, peraltro non certo marginali.

In questo scenario in nostro Paese aveva prodotto nell’ambito delle attività svolte ai fini della Direttiva Quadro sulla Strategia per l’Ambiente Marino nel 2017 un’analisi che utilizzava alcuni elementi disponibili ai fini dell’effettiva implementazione dell’approccio ecosistemico. In particolare, ciò era stato fatto grazie ad uno sforzo congiunto di CoNISMa e CNR nell’ambito del WP 3.6 delle attività 2017 in rapporto ai Descrittori 3 e 4 della Direttiva.

In questo ambito erano state utilizzate stime di produzione primaria fitoplanctonica derivate da un modello globale[2], ma ottimizzato per il Mediterraneo, insieme ai dati delle campagne MEDITS sulla pesca demersale al fine di ottenere delle stime di alcuni indicatori ecosistemici distribuite su un’ampia base spaziale.

[2] https://www.emodnet-ingestion.eu/submissions/submissions_details.php?menu=39&tpd=150&step_more=10

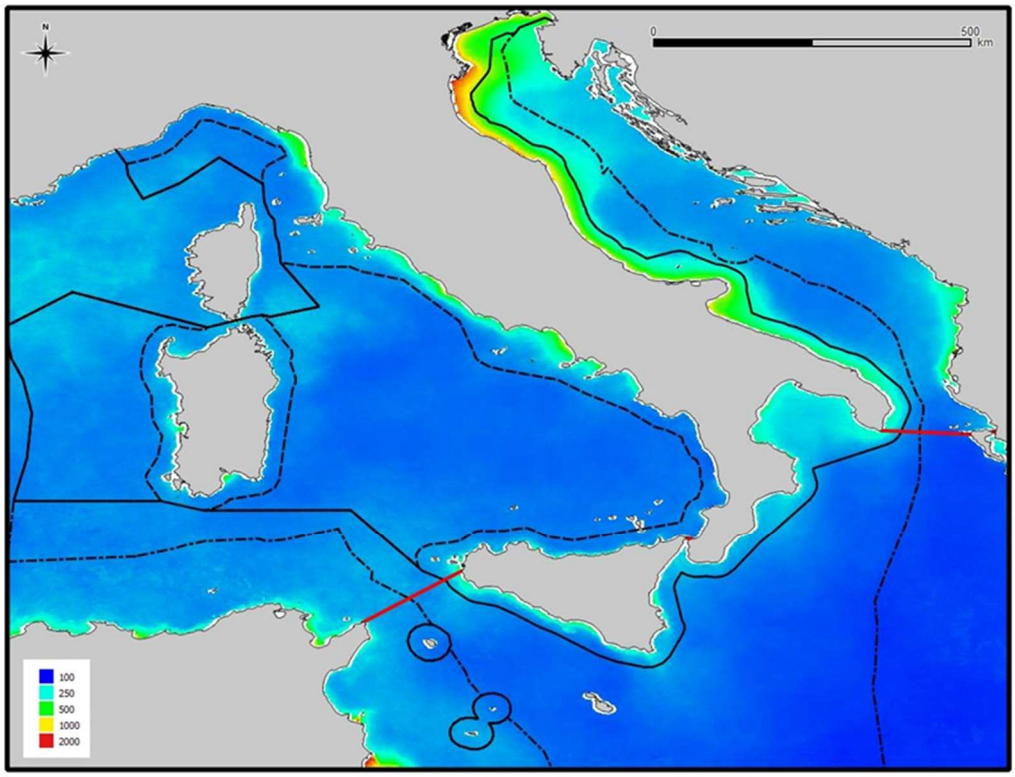


Figura 17. Produzione primaria media per il 2015 (mg C m^{-2} $giorno^{-1}$).

In fig. 17 è mostrata la stima della produzione primaria giornaliera media per l'anno considerato per l'analisi, ovvero per il 2015, che rappresenta il flusso di energia che sostiene l'intero ecosistema, compresa la rete trofica che supporta le specie demersali.

Queste ultime sono oggetto di cattura nell'ambito di centinaia di cale di pesca a strascico effettuate per il programma MEDITS ed in ogni cala viene registrata la composizione del pescato e la biomassa per ciascuna specie. In base a quanto è riportato in letteratura (es. Stergiou e Karpouzi, 2002) è stato possibile stimare il livello trofico medio di ciascuna specie catturata e quindi il livello trofico medio per cala (fig. 18).

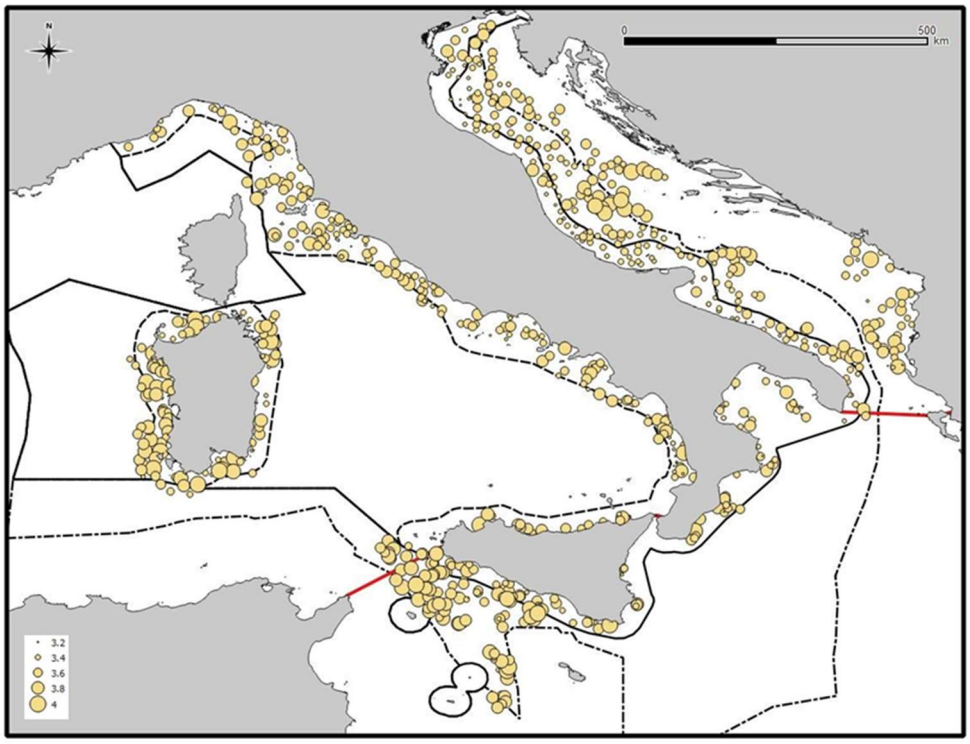


Figura 18. Livello trofico medio per cala nei survey MEDITS 2015.

In aggiunta a ciò, che rappresenta un'informazione interessante, ma già utilizzata in molti casi, come ad esempio in molti studi citati in precedenza, è stato ricostruito anche uno "spettro trofico" di ogni cala, tenendo conto dei livelli trofici delle singole specie in rapporto alla loro abbondanza cala per cala ed in rapporto alla variabilità nota dello spettro trofico di ciascuna specie. In fig. 19 è riportato, a titolo di esempio, l'insieme degli spettri trofici ottenuti per le cale MEDITS 2015 nella sottoregione del Mediterraneo Occidentale definita dalla Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino.

Questi spettri costituiscono uno snodo essenziale per un'analisi effettivamente ecosistemica, poiché consentono di legare quantitativamente la produzione primaria fitoplanctonica e quella secondaria espressa al livello dell'intero popolamento ittico demersale. Tutto ciò considerando trascurabile, a questo fine, il contributo della produzione primaria bentonica in accordo con Duarte e Cebrián (1996).

Questo approccio ha consentito di stimare con precisione la frazione di produzione primaria a supporto della pesca (%PPR) necessaria a raggiungere una condizione di equiprobabilità fra sostenibilità e sovrasfruttamento (come definita da Tudela et al., 2005) prendendo in esame ogni singola cala MEDITS.

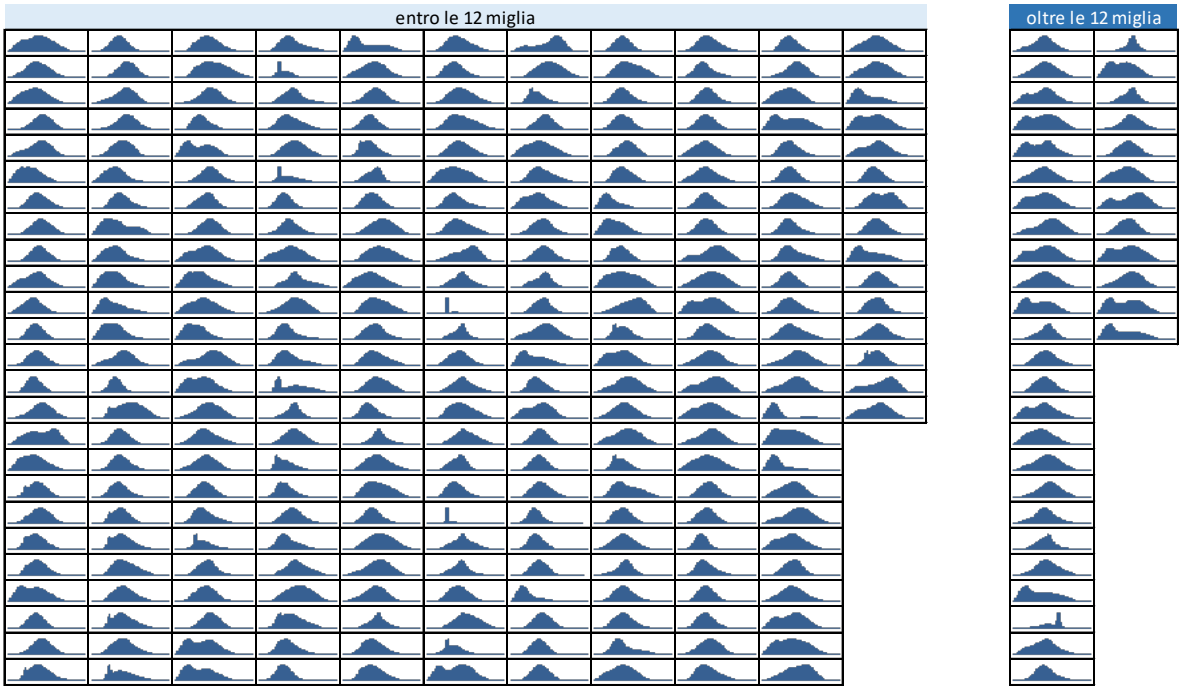


Figura 19. Spettri trofici delle catture per le cale MEDITS 2015 nella sottoregione del Mediterraneo Occidentale. La scala degli spettri va da TL 2 a TL 6, ovvero dai puri erbivori ai predatori apicali.

Il risultato è mostrato in fig. 20 insieme alla distribuzione della produzione primaria.

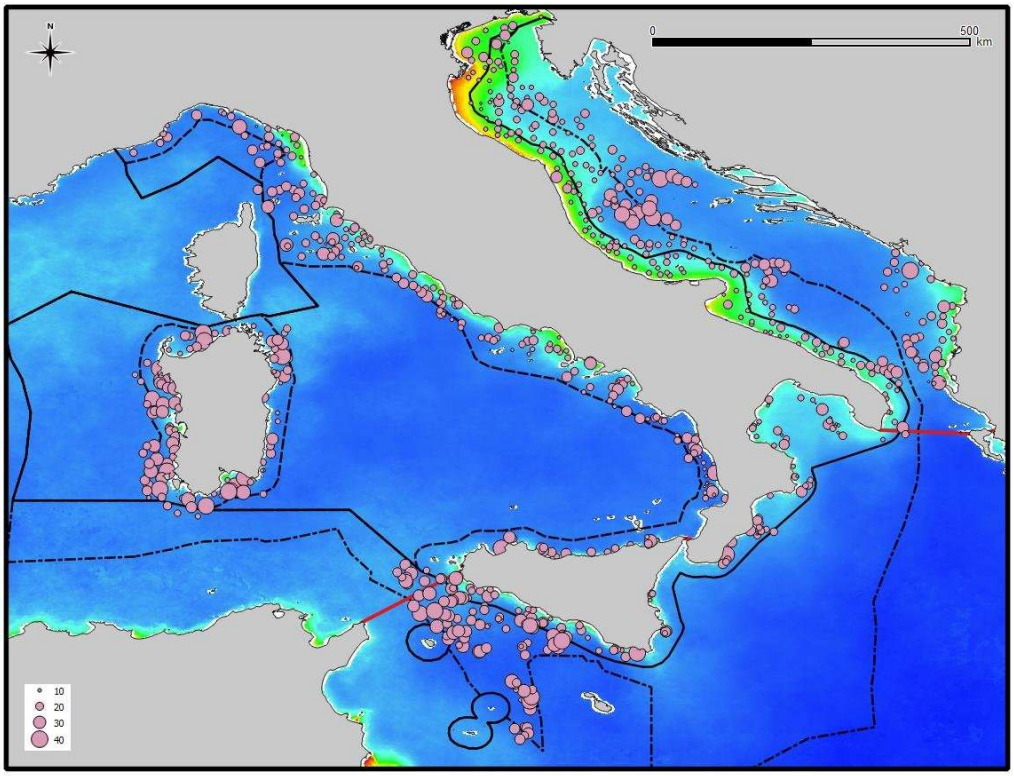


Figura 20. Percentuale di produzione primaria a supporto della pesca (%PPR) necessaria a raggiungere una condizione di equiprobabilità fra sovrasfruttamento e sostenibilità in base ai livelli trofici medi delle catture delle cale MEDITS 2015.

I risultati ottenuti mostrano chiaramente una elevata eterogeneità spaziale, ma in linea generale sottolineano come nelle condizioni più spiccatamente oligotrofiche dei mari che circondano le grandi isole la frazione di produzione primaria necessaria a sostenere la pesca in condizioni di sostenibilità sia decisamente più alta che in acque più ricche di nutrienti e più produttive, come quelle costiere peninsulari e quelle dell'Adriatico.

I box plot in fig. 21 mostrano per sottoregione la distribuzione dei valori di %PPR mostrati in fig. 20 ed è ben evidente come l'Adriatico si discosti dagli altri mari, con livelli di %PPR più bassi a causa del maggior livello di produzione primaria che questo bacino esprime.

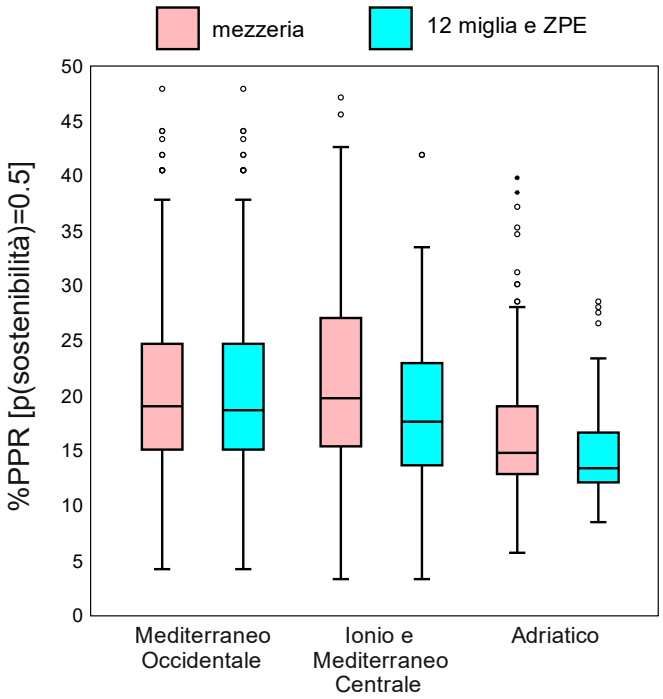


Figura 21. Distribuzione per sottoregione e per area considerata della percentuale di produzione primaria necessaria a raggiungere una condizione di equiprobabilità fra sovrasfruttamento e sostenibilità in base ai livelli trofici medi delle catture delle cale MEDITS 2015.

È singolare, a questo proposito, il fatto che i traguardi ambientali che il nostro Paese ha definito per il Descrittore 5 (Eutrofizzazione) della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino prevedano la riduzione di nutrienti e biomassa fitoplanctonica e quindi, per conseguenza, della produzione primaria fitoplanctonica. In un'ottica ecosistemica e non riduzionistica, la sostenibilità della pesca sarebbe inevitabilmente compromessa, a causa dell'aumento della %PPR, se questi traguardi ambientali dovessero essere effettivamente raggiunti. Tutto ciò, come già accennato, a danno anche dei traguardi ambientali previsti per il Descrittore 3, quindi in contraddizione con gli stessi obiettivi della Direttiva, con buona pace della visione olistica ed improntata ad un approccio ecosistemico a cui essa – in teoria – si ispira.

La valutazione della %PPR riferita alle singole cale è un dato interessante e, opportunamente aggregato, valido anche come descrittore ecosistemico. In altri casi era

stato calcolato sul livello trofico medio delle catture, mentre in questo caso è stato calcolato con maggiore accuratezza, ma un contributo più originale è venuto da un altro indicatore ecosistemico. In particolare, in fig. 22 è mostrato il tempo di *turnover* del pescato stimato per ogni cala, ovvero il tempo necessario perchè, nota la produzione primaria e noto l'intero spettro trofico delle specie catturate, il flusso di energia disponibile possa supportare il ricambio integrale di quanto è stato prelevato. Tutto ciò, ovviamente, sotto l'ipotesi che la struttura della rete trofica non subisca, nel frattempo, variazioni sostanziali.

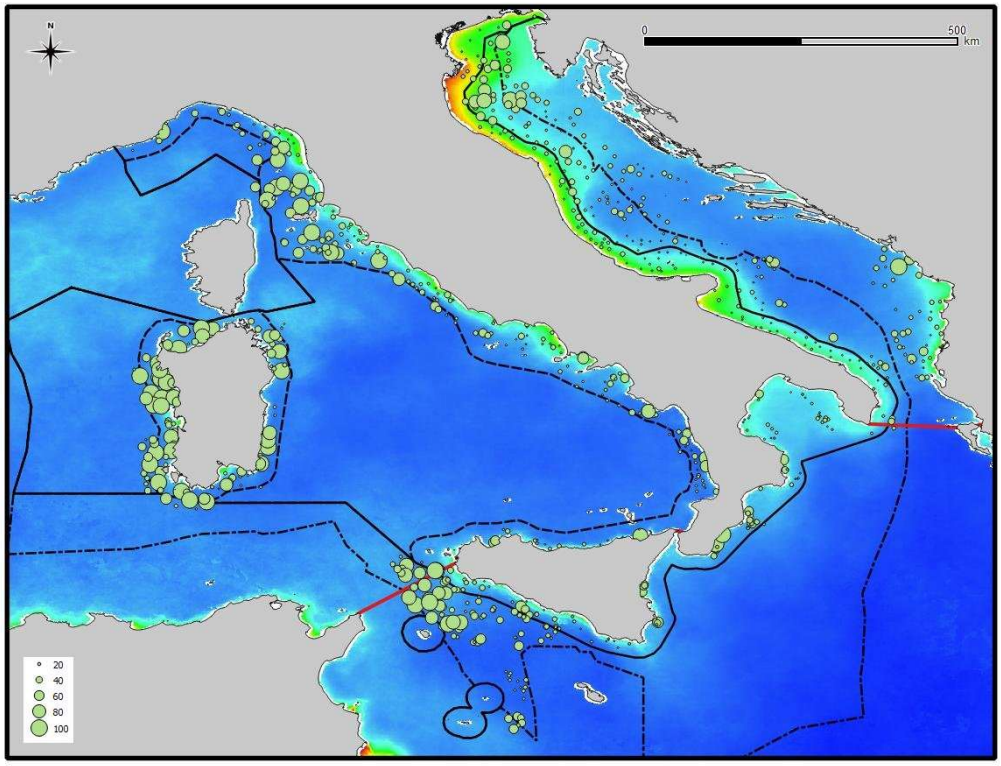


Figura 22. Tempo di turnover (in anni) delle catture effettuate nelle calse MEDITS 2015. Sullo sfondo, la produzione primaria media, sempre per il 2015.

Il tempo di *turnover*, nell'ottica di un approccio ecosistemico, raccorda la base della rete trofica ai livelli più elevati (anche se non necessariamente apicali) e lo fa anche senza che sia disponibile informazione di dettaglio su altre componenti. Ciò ovviamente non colma il vuoto legato al difetto di informazione relativo ad altre componenti dell'ecosistema marino (es. pesci pelagici o macrozoobenthos), ma rappresenta un elemento direttamente utilizzabile ed utile ai fini della pianificazione della gestione della pesca.

In rapporto a quest'ultimo obiettivo si tratta tuttavia di una condizione necessaria, ma non sufficiente, perché è evidente che senza una rilevazione accurata e spazialmente efficace delle catture il quadro necessario a raggiungere la sostenibilità attraverso un approccio ecosistemico rimarrà sempre incompleto.

Conclusioni

La necessità di abbracciare un approccio ecosistemico alla gestione della pesca è un obiettivo delle politiche nazionali, europee ed internazionali per il mare, sia per garantire la piena rinnovabilità delle risorse, sia per evitare impatti su altre componenti degli ecosistemi marini.

Se questo può essere visto con scetticismo da alcuni operatori del settore, è utile ricordare come un approccio di questo tipo implica una valutazione olistica di tutte le pressioni che possono incidere in senso negativo, incluse quelle del tutto estranee alla pesca, ma che possono generare impatti negativi proprio sulle popolazioni ittiche sfruttate.

Il caso già richiamato di traguardi ambientali non coerenti con quelli definiti per la pesca nell'ambito della Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino è emblematico, ma non è il solo. Non essendo mai stato compiutamente implementato l'approccio ecosistemico alla gestione della pesca e, più in generale, delle politiche per il mare, l'attenzione collettiva si concentra inevitabilmente sulle sorgenti di impatto più ovvie e ne trascura altre, a volte più rilevanti.

Ad esempio, un recente studio di *Transport & Environment*[3] valuta comparativamente auto e navi da crociera per le emissioni di anidride solforosa ed altri inquinanti e mostra come in Europa le sole navi da crociera emettano molto più di tutte le auto. È evidente che questo dato suona come nuovo ed inconsueto, al limite del poco verosimile, per un osservatore medio, attento alle tematiche ambientali per come vengono proposte dai mezzi di informazione principali.

Nonostante ciò è assolutamente vero, ma mentre si pongono – giustamente – limitazioni sempre più stringenti al traffico automobilistico, non si attuano misure altrettanto

[3] https://www.transportenvironment.org/wp-content/uploads/2021/07/One%20Corporation%20to%20Pollute%20Them%20All_English.pdf

restrittive, anche all'interno di uno stesso Paese o di uno stesso comune, per ridurre le emissioni di anidride solforosa che, come l'ecologia e la storia ci insegnano, causano effetti ambientali assolutamente negativi (es. piogge acide).

Il caso della pesca è simile, senza tuttavia voler negare che, come il traffico automobilistico, anche la pesca genera comunque impatti sulle popolazioni sfruttate e, di conseguenza, sugli ecosistemi. Dunque, un approccio ecosistemico è necessario in primis per puntare alla sostenibilità della pesca ed in seconda battuta, ma non subordinatamente, per individuare e gestire tutte le sorgenti di impatto, comprese quelle che la pesca stessa e tutto il settore produttivo che fa capo ad essa subiscono.

Un altro motivo per cui è urgente la necessità di un approccio ecosistemico compiuto e non soltanto annunciato è che sistemi complessi come quelli con cui ci si confronta alla ricerca della chiave per lo sviluppo sostenibile hanno dinamiche altrettanto complesse.

In teoria, questo principio si accetta senza difficoltà, ma poi si adottano in moti casi soluzioni inadeguate a gestire la complessità. Basti pensare alla scala di cinque livelli di Stato Ecologico comunemente utilizzata (Direttiva Quadro sulle Acque o sulla Strategia per l'Ambiente Marino, per esempio): è pensabile ricondurre tutto ad una scala che se non è strettamente lineare (ed in molte implementazioni pratiche lo è!) è certamente una ordinale? Cioè è una scala che prevede tutt'al più un "peggio" ed un "meglio", dove invece la realtà ecosistemica è enormemente più articolata.

Un buon esempio per illustrare il problema lo ha fornito René Thom (1923-2002), con la sua teoria delle catastrofi. Per Thom una catastrofe non è un evento calamitoso, come si intenderebbe secondo un lessico più comune, ma "*…un punto singolare degenere di una superficie ovunque derivabile definita in uno spazio euclideo di dimensione N a cui corrisponde una biforcazione radicale nel comportamento del sistema*". Per semplificare, la fig. 23 può essere d'aiuto.

Quella rappresentata è una cosiddetta catastrofe "a cuspide" e può essere vista come l'insieme di tutti gli stati possibili di un sistema in cui la dimensione di una popolazione sia determinata da sole due grandezze, A e B. Il percorso che segue la linea rossa arriva ad un punto in cui, per gli stessi valori di A ed i B si possono avere due stati diversi della dimensione della popolazione ed il passaggio dall'uno (maggiore densità) all'altro (minore densità) è, se non istantaneo, molto rapido, ma soprattutto non reversibile, se non attraverso un percorso assai più lungo (linea blu).

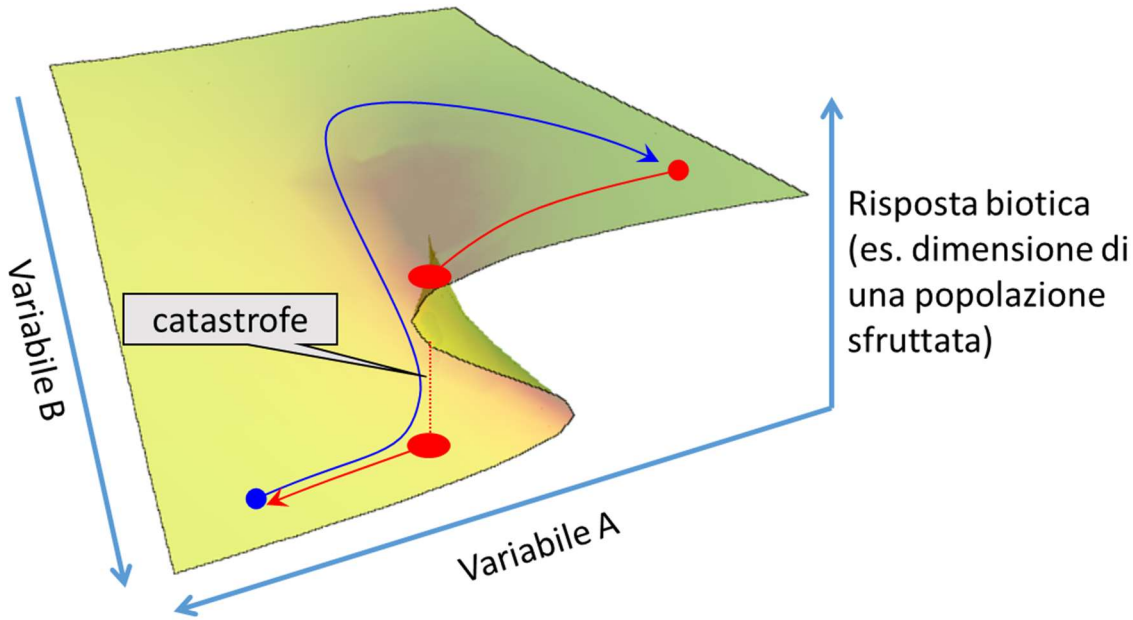


Figura 23. Una catastrofe "a cuspide". A parità di valori delle grandezze A e B esistono due stati possibili della risposta biotica a cui si fa riferimento. Il passaggio dall'uno all'altro è rapidissimo e irreversibile in una direzione (percorso rosso) e molto più lento nell'altra (percorso blu).

Nel caso delle risorse alieutiche, per restare in tema, una "catastrofe" potrebbe essere associata, ad esempio, alla progressiva perdita di resilienza a cui può andare incontro una popolazione o alla competizione interspecifica a cui deve far fronte.

Un buon esempio di un altro tipo di fenomeno che non è possibile spiegare in base ad una risposta biotica monotonica riguarda la competizione fra sardine e acciughe nell'area del *Southern Benguela*, intorno alla punta meridionale del Sudafrica.

Barange et al. (2005) riportano che negli anni di elevata biomassa di entrambe le specie la loro distribuzione spaziale è omogenea, mentre in quello di biomassa complessiva più bassa tendono a segregarsi spazialmente, come mostrato in fig. 24.

Dunque, la competizione fra le due specie non è densità-dipendente, come avviene nella maggior parte dei casi, ma densità-indipendente e quindi, ovviamente, innescata da fattori che uno studio sulle sole popolazioni dei due piccoli pelagici non potrebbe mai spiegare. Se mai ce ne fosse bisogno, questa sarebbe di per sé una forte motivazione a supporto della necessità di un approccio ecosistemico pienamente realizzato.

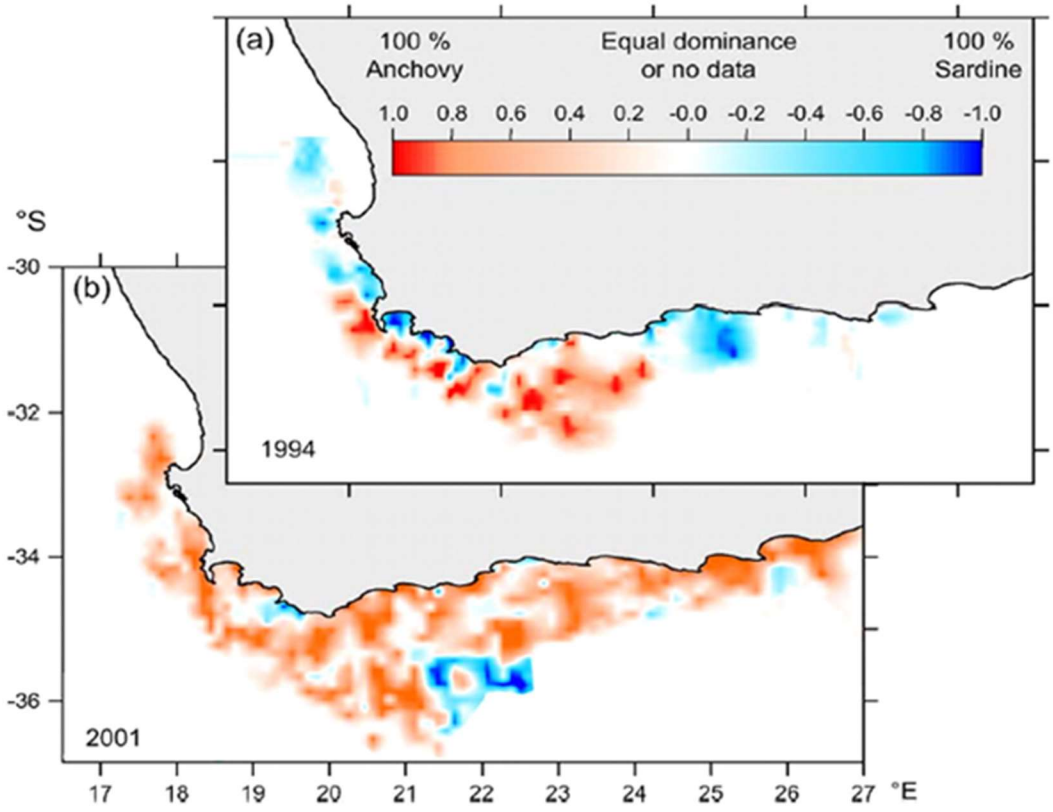


Figura 24. Competizione fra sardina e acciuga nell'ecosistema marino del Southern Benguela. Le due specie sono segregate nello spazio negli anni di bassa biomassa e non lo sono in quelli di alta biomassa, mostrando una competizione densità-indipendente (da Barange et al, 2005).

A rimarcare il fatto che la dinamica delle singole popolazioni o dello sforzo di pesca non possono spiegare fenomeni complessi, Checkley et al. (2017), in merito alle oscillazioni nelle popolazioni di piccoli pesci pelagici nel Pacifico osservano che "*Fishing may alter fluctuations in anchovy and sardine stocks, but it neither causes nor prevents these fluctuations*", ovvero che la pesca può modificare le fluttuazioni begli stock di acciughe e sardine, ma non può né causarle, né prevenirle. Dunque, ancora un altro elemento a supporto della necessità di allargare l'orizzonte dalle popolazioni agli ecosistemi.

La necessità di implementare un approccio ecosistemico come base per lo sviluppo sostenibile si ritrova, oggi come oggi, in tutte le politiche che riguardano, in un modo o nell'altro, l'ambiente e le sue risorse. Quindi, in materia di ambiente marino, nella Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino come nella Politica Comune della Pesca, passando per la Direttiva Quadro sulle Acque (che ha competenza su quelle marine strettamente costiere), per finire con la Direttiva per la Pianificazione dello Spazio Marittimo (o MSP, 2014/89/UE).

Nonostante ciò, non esiste una definizione comune dell'approccio ecosistemico nei diversi testi menzionati (Curtin and Prellezo, 2010; Morishita, 2008; Prellezo and Curtin, 2015; van Hoof, 2015). In particolare, mentre la MSFD mira ad uso sostenibile delle risorse attraverso l'obiettivo generale di raggiungere e/o mantenere il 'Buono Stato Ecologico', la PCP mira, più pragmaticamente, ma con un orizzonte più ristretto, a definire dei piani di gestione che consentano di sfruttare le risorse marine in modo sostenibile.

In pratica, esistono due visioni di ciò che comporta l'approccio ecosistemico: da una parte si consente di operare in mare solo ciò che è compatibile con un 'Buono Stato Ecologico', dall'altra lo sfruttamento delle risorse marine è consentito solamente se l'impatto sull'ambiente è limitato e considerato sostenibile (Ramírez-Monsalve et al., 2016).

Inoltre, nonostante sia riconosciuta multilateralmente la necessità di una cooperazione nella realizzazione degli obiettivi delle diverse Direttive, non è chiaro in che termini tale cooperazione dovrebbe svolgersi (van Hoof, 2015).

La mancanza di un'armonizzazione in ambito europeo che vada al di là delle parole d'ordine, genera asimmetrie importanti non solo ai fini della gestione delle risorse, ma anche nelle modalità con cui le diverse parti interessate (ricercatori, *decison-makers* e *stakeholders*) si interfacciano tra di loro, sebbene l'approccio ecosistemico nasca proprio dalla necessità di sfruttare la conoscenza scientifica a favore della società (Garcia, 2003; Garcia and Cochrane, 2005).

All'orizzonte della incompiuta realizzazione dell'approccio ecosistemico vi sono inoltre le questioni che vedono interfacciarsi i Paesi membri dell'Unione Europea e quelli extracomunitari (Colloca et al., 2017) o i primi con la stessa Unione Europea di cui sono membri (van Hoof, 2015). Inoltre, se la regionalizzazione della gestione della pesca nell'ambito della PCP è vista come una strategia utile per adeguare piani ed obiettivi in base alle esigenze locali (Prellezo e Curtin, 2015), le aree di competenza regionale, come ad esempio le GSA, definite, a dispetto del concetto di approccio ecosistemico, in base a criteri politici piuttosto che ecologici possono determinare importanti problematiche nella gestione delle risorse (es. Russo et al., 2019).

La mancanza di programmi di ricerca e di monitoraggio efficaci e di lungo termine per l'analisi di importanti processi ecologici (es. misure dirette di produzione primaria) e/o fattori ambientali (es. registrazione in continuo di dati strumentali) strettamente connessi allo stato degli ecosistemi e al rendimento della pesca rappresenta la più importante problematica ecologica che emerge dalla bibliografia sul tema. Lo stato dei sistemi ecologici, degli stock ittici, il rendimento e capacità di ripresa dipendono da un'ampia gamma di fattori e non solamente dallo sforzo di pesca. È chiara quindi la necessità non già di acquisire genericamente ulteriori dati, ma di acquisire un livello minimo sufficiente di informazioni, che al momento non è disponibile in quasi nessun caso.

E' inutile dire che la mancanza di dati pertinenti limita sostanzialmente l'accuratezza qualsiasi approccio modellistico (Conti and Scardi, 2010; Morishita, 2008; Prellezo and Curtin, 2015; Scardi, 2001; Thessen and Patterson, 2011; Walters et al., 1997), mentre invece la capacità computazionale del nuovo millennio non rappresenta più un limite sostanziale al processo di modellizzazione di dinamiche e fenomeni altamente complessi (Duarte et al., 2003; Ludwig et al., 1993; Thessen and Patterson, 2011). In sintesi, si interrogano Mangel e Levin (2005), a cosa servono algoritmi e potenza di calcolo se non abbiamo abbastanza dati a disposizione per sviluppare e validare i modelli?

Tuttavia, è bene precisare che qualsiasi modello ecologico, anche in condizioni ottimali, presenterà sempre e comunque un certo grado di incertezza di cui tutti devono essere consapevoli. In altre parole, ai non addetti ai lavori deve sempre essere prospettata la necessità di accettare un certo grado di incertezza in ciò che viene suggerito dalla comunità scientifica (Futhazar, 2021; Morishita, 2008).

In sostanza, l'approccio ecosistemico alla gestione della pesca necessita di un cambiamento nella filosofia di *governance* che richiede una combinazione di intelligenza ed umiltà da parte di tutte le figure coinvolte (Guerry, 2005).

Ad esempio, le sfide che i cambiamenti climatici ci pongono implicano la necessità di accettare l'incertezza, se è vero che i diversi scenari climatici oggi sul tappeto differiscono fortemente fra loro. Nel caso di questi, come nel caso delle politiche ambientali, incluse quelle che coinvolgono la pesca, si ragiona spesso in termini di **principio di precauzione** e quindi molte misure restrittive sono motivate in base alla necessità di prevedere il peggio. Entro certi limiti, questo approccio è pienamente legittimo, **ma non bisogna dimenticare che ogni applicazione del principio di precauzione, ogni restrizione applicata ad una qualsiasi attività umana genera un costo economico ed un costo sociale. È dunque legittimo domandarsi fin dove il possibile guadagno in termini ambientali bilanci questi ultimi, restando dunque nel territorio proprio dello sviluppo sostenibile. Purtroppo, in parecchi casi la sensazione è che il desiderato equilibrio non si riesca a trovare, perché i**

tre pilastri dello sviluppo sostenibile non sono tenuti, per difetto di governance o per scelta, in pari considerazione.

Restando nel campo delle politiche della pesca, è essenziale, per evitare questo squilibrio, che sia tenuta in massima considerazione la rappresentanza degli operatori del settore, siano essi esponenti della piccola pesca o di quella industriale o ancora di tutte le attività di trasformazione e di quelle altrimenti collegate a questo settore.

In teoria questo è previsto, ma nella prassi si tratta di un processo largamente perfettibile. Ad esempio, sarebbe necessario che chi gestisce le consultazioni pubbliche (es. quelle periodiche per la Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino) prendesse seriamente in considerazione i rilevi ricevuti, anche facendosene interprete nei tavoli europei. Ma analogamente sarebbe necessario che tutti gli addetti ai lavori partecipassero efficacemente e con motivazioni circostanziate alle consultazioni. Ottimizzare questo tipo di confronto potrebbe favorire soluzioni *win-win* nel confronto fra le parti (ad oggi raramente raggiunte) e magari evitare di allocare risorse alla vana rincorsa degli effetti di fenomeni non reversibili (es. la meridionalizzazione e la tropicalizzazione dei nostri mari, con l'inevitabile presenza di specie aliene).

In questo scenario, le politiche europee sono certamente il riferimento per il nostro Paese. Tuttavia, in ragione del suo ruolo nel panorama europeo e mondiale, oltre che della sua posizione geograficamente centrale nel Mediterraneo, sarebbe necessario assumere più frequentemente un atteggiamento proattivo sui temi di interesse nazionale e regionale. In particolare, al fine di proteggere i nostri mari e conservare la funzionalità dei loro ecosistemi, **dando sostenibilità alle attività produttive, evitando al tempo stesso di sommare vincoli e divieti che penalizzino non solo chi vive di pesca e di attività marittime, ma tutti noi.**

Troppo spesso, infatti, ciò che spinge altrove (verso la sponda sud del Mediterraneo piuttosto che nel sud-est asiatico) le pressioni generate dalle attività antropiche ha come

risultato accessorio l'impossibilità di governare processi critici, con gravi danni ambientali altrove, filiere produttive senza controllo e condizioni di lavoro intollerabili.

Dunque, il vero confronto non è oggi fra pesca e protezione dei mari, ma tra pragmatismo e velleitarismo.

Bibliografia

Barange, M., Coetzee, J.C., Twatwa, N.M., 2005. Strategies of space occupation by anchovy and sardine in the southern Benguela: the role of stock size and intra-species competition. ICES Journal of Marine Science, 62: 645-654, https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.019

BDI Partnership, 2010. Biodiversity indicators and the 2010 biodiversity target: outputs, experiences and lessons learnt from the 2010 biodiversity indicators partnership. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada, pp. 196 Technical Series no. 53., New York, NY.

Behrenfeld, M.J., Falkowski, P.G., 1997. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. Limnology and oceanography 42, 1–20.

Bianchi, G., Skjoldal, H.R., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), 2008. The ecosystem approach to fisheries. Presented at the Bergen Conference on Implementing the Ecosystem Approach to Fisheries, CABI ; Food and Agriculture Organization of the United Nations, Wallingford, UK ; Cambridge, MA : Rome.

Botsford, L.W., 1997. The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. Science 277, 509–515. https://doi.org/10.1126/science.277.5325.509

Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D., Tracey, S.R., 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. Nature 468, 431–435. https://doi.org/10.1038/nature09528

Braun, M., 1993. Differential Equations and Their Applications, Springer-Verlag, New York, 1993.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M.,

Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.-C., Watson, R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. Science 328, 1164–1168. https://doi.org/10.1126/science.1187512

Celić, I., Libralato, S., Scarcella, G., Raicevich, S., Marčeta, B., Solidoro, C., 2018. Ecological and economic effects of the landing obligation evaluated using a quantitative ecosystem approach: a Mediterranean case study. ICES Journal of Marine Science 75, 1992–2003. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy069

Chassot, E., Bonhommeau, S., Dulvy, N.K., Mélin, F., Watson, R., Gascuel, D., Le Pape, O., 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. Ecology Letters 13, 495–505. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01443.x

Checkley, D.M., Asch, R.G., Rykaczewski, R.R., 2017. Climate, anchovy, and sardine. Annu. Rev.. Mar. Sci., 9: 469-93, https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-033819

Christensen, V., Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Buszowski, J., Pauly, D., 2014. A century of fish biomass decline in the ocean. Marine Ecology Progress Series 512, 155–166. https://doi.org/10.3354/meps10946

Christensen, V., Walters, C.J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling 172, 109–139. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003

Colloca, F., Scarcella, G., Libralato, S., 2017. Recent Trends and Impacts of Fisheries Exploitation on Mediterranean Stocks and Ecosystems. Frontiers in Marine Science 4, 244. https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00244

Conti, L., Scardi, M., 2010. Fisheries yield and primary productivity in large marine ecosystems. Marine Ecology Progress Series 410. https://doi.org/10.3354/meps08630

Cowan, J.H., Rice, J.C., Walters, C.J., Hilborn, R., Essington, T.E., Day, J.W., Boswell, K.M., 2012. Challenges for Implementing an Ecosystem Approach to Fisheries Management. Marine and Coastal Fisheries 4, 496–510. https://doi.org/10.1080/19425120.2012.690825

Curtin, R., Prellezo, R., 2010. Understanding marine ecosystem based management: A literature review. Marine Policy 34, 821–830. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.01.003

Cury, P., Shannon, L., Roux, J., Daskalov, G., Jarre, A., Moloney, C., Pauly, D., 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science 62, 430–442. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.006

Cury, P., Shannon, L., Shin YunneJai, S.Y., 2003. The functioning of marine ecosystems: a fisheries perspective., in: Sinclair, M., Valdimarsson, G. (Eds.), Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. CABI, Wallingford, pp. 103–123. https://doi.org/10.1079/9780851996332.0103

Cury, P.M., Mullon, C., Garcia, S.M., Shannon, L.J., 2005. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science 62, 577–584. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.10.007

Duarte, C.M., Amthor, J.S., Maranger, R.J., Pace, M.L., Pastor, J.J., Running, S.W., 2003. The limits to models in ecology, in: Eds.), Models in Ecosystem Science. Princeton University Press, pp. 437–451.

Duarte, C.M., Cebrián, J., 1996. The fate of marine autotrophic production. Limnology and Oceanography 41, 1758–1766. https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.8.1758

Fath, B.D., 2018. Encyclopedia of Ecology. Elsevier.

Fath, B.D., Asmus, H., Asmus, R., Baird, D., Borrett, S.R., de Jonge, V.N., Ludovisi, A., Niquil, N., Scharler, U.M., Schückel, U., Wolff, M., 2019. Ecological network analysis metrics: The need for an entire ecosystem approach in management and policy. Ocean & Coastal Management 174, 1–14. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.007

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35, 557–581. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711

Freire, K.M.F., Pauly, D., 2010. Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. Fisheries Research 105, 57–62. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.02.008

Futhazar, G., 2021. The Normative Nature of the Ecosystem Approach: A Mediterranean Case Study. Transnational Environmental Law 25.

Garcia, S.M., 2003. The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. Food & Agriculture Org.

Garcia, S.M., 1994. The Precautionary Principle: its implications in capture fisheries management. Ocean & Coastal Management 22, 99–125. https://doi.org/10.1016/0964-5691(94)90014-0

Garcia, S.M., Cochrane, K.L., 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines1. ICES Journal of Marine Science 62, 311–318. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.003

Garcia, S.M., Newton, C.H., 1994. Responsible fisheries: An overview of FAO policy developments (1945–1994). Marine Pollution Bulletin 29, 528–536. https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90681-5

Garcia, S.M., Staples, D.J., 2000. Sustainability reference systems and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. Mar. Freshwater Res. 51, 385–426. https://doi.org/10.1071/mf99092

Grumbine, R.E., 1994. What is ecosystem management? Conservation Biology 8 (1), 27-38. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010027.x

Guerry, A.D., 2005. Icarus and Daedalus: conceptual and tactical lessons for marine ecosystem-based management. Frontiers in Ecology and the Environment 3, 202–211. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0202:IADCAT]2.0.CO;2

ICES, 2005. Guidance on the Application of the Ecosystem Approach to Management of Human Activities in the European Marine Environment. https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.5477

Lawton, J.H., 1994. What Do Species Do in Ecosystems? Oikos 71, 367–374. https://doi.org/10.2307/3545824

Levin, P.S., Fogarty, M.J., Murawski, S.A., Fluharty, D., 2009. Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. PLOS Biology 7, e1000014. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000014

Lindeman, R.L., 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. Ecology 23, 399–417. https://doi.org/10.2307/1930126

Ludwig, D., Hilborn, R., Walters, C., 1993. Uncertainty, Resource Exploitation, and Conservation: Lessons from History. Science 260, 17–36. https://doi.org/10.1126/science.260.5104.17

Mangel, M., Levin, P.S., 2005. Regime, phase and paradigm shifts: making community ecology the basic science for fisheries. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci 360, 95–105. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1571

Mattei, F., Scardi, M., 2021. Collection and analysis of a global marine phytoplankton primary production dataset. EcoEvoRxiv. February 12.

May, R.M., 1972. Will a large complex system be stable? Nature, 238, 413-414

Möllmann, C., Lindegren, M., Blenckner, T., Bergström, L., Casini, M., Diekmann, R., Flinkman, J., Müller-Karulis, B., Neuenfeldt, S., Schmidt, J.O., Tomczak, M., Voss, R., Gårdmark, A., 2014. Implementing ecosystem-based fisheries management: from single-species to integrated ecosystem assessment and advice for Baltic Sea fish stocks. ICES Journal of Marine Science 71, 1187–1197. https://doi.org/10.1093/icesjms/fst123

Morishita, J., 2008. What is the ecosystem approach for fisheries management? Marine Policy 32, 19–26. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.04.004

Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature 374, 255–257. https://doi.org/10.1038/374255a0

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. Science 279, 860–863. https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860

Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature 418, 689–695. https://doi.org/10.1038/nature01017

Pauly, D., Froese, R., Palomares, M.L., 2000. Fishing Down Aquatic Food Webs: Industrial fishing over the past half-century has noticeably depleted the topmost links in aquatic food chains. American Scientist 88, 46–51.

Pauly, D., Palomares, M.L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D., Wallace, S., 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs 58, 16.

Pauly, D., Watson, R., 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci 360, 415–423. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1597

Pikitch, E.K., 2004. ECOLOGY: Ecosystem-Based Fishery Management. Science 305, 346–347. https://doi.org/10.1126/science.1098222

Pope, J.G., Symes, D., 2000. An ecosystem based approach to the common fisheries policy: defining the goals. English Nature, Peterborough.

Prellezo, R., Curtin, R., 2015. Confronting the implementation of marine ecosystem-based management within the Common Fisheries Policy reform. Ocean & Coastal Management, Marine governance in European seas: processes and structures of regionalization 117, 43–51. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.03.005

Ramírez-Monsalve, P., Raakjær, J., Nielsen, K.N., Santiago, J.L., Ballesteros, M., Laksá, U., Degnbol, P., 2016a. Ecosystem Approach to Fisheries Management (EAFM) in the EU – Current science–policy–society interfaces and emerging requirements. Marine Policy 66, 83–92. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.12.030

Rice, J., 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. ICES Journal of Marine Science 57, 682–688. https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0735

Russo, T., Carpentieri, P., D'Andrea, L., De Angelis, P., Fiorentino, F., Franceschini, S., Garofalo, G., Labanchi, L., Parisi, A., Scardi, M., Cataudella, S., 2019. Trends in Effort and Yield of Trawl Fisheries: A Case Study From the Mediterranean Sea. Front. Mar. Sci. 0. https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00153

Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Reza, M., Paredes, G., López-Lemus, L.G., 2004. Fishing Down Coastal Food Webs in the Gulf of California. Fisheries 29, 19–25. https://doi.org/10.1577/1548-8446(2004)29[19:FDCFWI]2.0.CO;2

Scardi, M., 2001. Advances in neural network modeling of phytoplankton primary production. Ecological Modelling 146, 33–45.

Stergiou K.I., Karpouzi V.S., 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 11: 217–254, http://dx.doi.org/10.1023/A:1020556722822

Symes, D., Pope, J.G., 2000. An ecosystem based approach to the Common Fisheries Policy: Achieving the objectives. English Nature, ISSN 1–52.

Thessen, A., 2016. Adoption of Machine Learning Techniques in Ecology and Earth Science. OE 1, e8621. https://doi.org/10.3897/oneeco.1.e8621

Thessen, A., Patterson, D., 2011. Data issues in the life sciences. ZooKeys 150, 15–51. https://doi.org/10.3897/zookeys.150.1766

Townsend, C.R., Harper, J.L., Begon, M., 2000.

Tsikliras, A., Tsalkou, E., Dinouli, A., 2013. Exploitation trends of the Mediterranean and Black Sea fisheries. Acta Adriatica 54, 273–282.

Tudela, S., Coll, M., Palomera, I., 2005. Developing an operational reference framework for fisheries management on the basis of a two-dimensional index of ecosystem impact. ICES Journal of Marine Science 62, 585–591. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.008

van Hoof, L., 2015. Fisheries management, the ecosystem approach, regionalisation and the elephants in the room. Marine Policy 60, 20–26. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.05.011

Walters, C., Christensen, V., Pauly, D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7, 139–172. https://doi.org/10.1023/A:1018479526149

Wilson, E.O., 1998. Integrated Science and The Coming Century of The Environment. Science 279, 2048–2049. https://doi.org/10.1126/science.279.5359.2048