



Estensione della shelf life nella filiera ittica ed analisi del ciclo di vita

a cura di
Alfredo Ernesto Di Noia



FrancoAngeli
OPEN ACCESS

Agricoltura e benessere

Agricoltura e benessere

La collana si propone di divulgare i risultati di studi e ricerche su tematiche di frontiera per l'agricoltura. L'intento è quello di favorire un maggiore orientamento del settore verso la sostenibilità in tutte le sue declinazioni e di offrire approfondimenti scientifici fondati su un approccio multidisciplinare a temi che spaziano dalla *food safety* alla *food quality*, dalla tutela della salute alle questioni di bioenergia, dalla multifunzionalità allo sviluppo rurale e territoriale.

In particolare, la collana si pone l'obiettivo di promuovere il dibattito scientifico sull'agricoltura moderna, valorizzando contributi alla scienza dell'economia agraria e dell'estimo che presentino caratteristiche di originalità, sia dal punto di vista metodologico e scientifico, sia come apporti all'operatore pubblico e alle imprese in termini di elaborazione delle strategie volte al miglioramento del benessere socio-economico, ambientale, territoriale e generazionale.

Tutti i volumi pubblicati in collana sono sottoposti a double blind peer review.

Coordinatori

Dario Casati, Gian Paolo Cesaretti, Augusto Marinelli

Comitato Scientifico

Enrico Giovannini, professore ordinario di Statistica Economica – Università degli Studi di Roma "Tor Vergata".

Adriano Giannola, professore ordinario di Economia bancaria – Università di Napoli "Federico II".

Rosanna Abbate, professore ordinario di Medicina Interna – Università degli Studi di Firenze.

Paolo Inglese, professore ordinario di Colture Arboree – Università degli Studi di Palermo.

Mario Morcellini, professore ordinario di Sociologia della comunicazione – Università degli Studi di Roma "La Sapienza".

Amedeo Reyneri, professore ordinario di Agronomia e coltivazioni erbacee – Università degli Studi di Torino.



Il presente volume è pubblicato in open access, ossia il file dell'intero lavoro è liberamente scaricabile dalla piattaforma **FrancoAngeli Open Access** (<http://bit.ly/francoangeli-oa>).

FrancoAngeli Open Access è la piattaforma per pubblicare articoli e monografie, rispettando gli standard etici e qualitativi e la messa a disposizione dei contenuti ad accesso aperto. Oltre a garantire il deposito nei maggiori archivi e repository internazionali OA, la sua integrazione con tutto il ricco catalogo di riviste e collane FrancoAngeli massimizza la visibilità, favorisce facilità di ricerca per l'utente e possibilità di impatto per l'autore.

Per saperne di più:

http://www.francoangeli.it/come_publicare/publicare_19.asp

I lettori che desiderano informarsi sui libri e le riviste da noi pubblicati possono consultare il nostro sito Internet: www.francoangeli.it e iscriversi nella home page al servizio "Informatemi" per ricevere via e-mail le segnalazioni delle novità.

Estensione della shelf life nella filiera ittica ed analisi del ciclo di vita

a cura di
Alfredo Ernesto Di Noia

Agricoltura e benessere

FrancoAngeli
OPEN  ACCESS

Copyright © 2019 by FrancoAngeli s.r.l., Milano, Italy.

Pubblicato con licenza *Creative Commons Attribuzione-Non Commerciale-Non opere derivate*
4.0 Internazionale (CC-BY-NC-ND 4.0)

L'opera, comprese tutte le sue parti, è tutelata dalla legge sul diritto d'autore. L'Utente nel momento in cui effettua il download dell'opera accetta tutte le condizioni della licenza d'uso dell'opera previste e comunicate sul sito

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.it>

*A Franco Fredella,
amico e collega che ci ha lasciati troppo presto!*

INDICE

Introduzione	pag.	11
1. Importanza nutrizionale del pesce , di <i>Alfredo Ernesto Di Noia</i>	»	13
1.1. Le qualità nutrizionali del pesce	»	13
1.1.1. Contributo del pesce all'apporto di proteine animali	»	15
1.1.2. Confronto tra il pesce e altri alimenti di origine animale	»	16
1.2. La valenza del pesce e sicurezza alimentare	»	18
Bibliografia	»	20
2. Aspetti economici dell'acquacoltura , di <i>Alfredo Ernesto Di Noia e Giulio Mario Cappelletti</i>	»	23
2.1. L'acquacoltura nel Mondo	»	23
2.2. L'acquacoltura in Europa	»	26
2.2.1. Bilancio di approvvigionamento e consumo apparente	»	26
2.2.2. Commercio estero	»	28
2.2.3. Le principali specie dell'acquacoltura europea	»	28
2.3. L'acquacoltura in Italia	»	29
2.3.1. Produzione	»	29
2.3.2. Consumi	»	29
2.3.3. Il settore produttivo	»	31
Bibliografia	»	31

3. Sistema pesca e acquacoltura: aspetti ambientali , di <i>Alfredo Ernesto Di Noia e Giulio Mario Cappelletti</i>	pag. 32
3.1. Gli impatti ambientali del sistema pesca	» 32
3.1.1. Lo sfruttamento delle risorse alieutiche	» 32
3.1.2. Altre “minacce” agli stock ittici	» 34
3.2. Le pressioni ambientali causate dal sistema acquacoltura	» 38
3.2.1. Sostenibilità acquacoltura e altri sistemi di produzione zootecnica	» 40
Bibliografia	» 41
4. Pesca e acquacoltura: politiche globali e nazionali, certificazioni , di <i>Alfredo Ernesto Di Noia e Giulio Mario Cappelletti</i>	» 45
4.1. La “governance” della pesca e dell’acquacoltura	» 45
4.2. Politiche globali per la tutela delle risorse ittiche e degli ecosistemi acquatici	» 46
4.3. La “Politica Comune della Pesca” ed il recepimento a livello nazionale	» 47
4.4. Le certificazioni nel settore ittico	» 49
4.4.1. Aspetti generali sulla qualità	» 49
4.4.2. Le certificazioni di sistema	» 50
4.4.3. Le certificazioni di prodotto	» 51
Bibliografia	» 55
5. Perdite alimentari, estensione della shelf life e impatto ambientale , di <i>Alfredo Ernesto Di Noia e Giulio Mario Cappelletti</i>	» 57
5.1. Perdite e sprechi alimentari	» 57
5.1.1. Perdite alimentari retail: packaging e shelf life	» 60
5.2. Impatti ambientali delle perdite alimentari retail	» 64
Bibliografia	» 66
6. Analisi del ciclo di vita e perdite alimentari nella filiera ittica: il caso estensione shelf life del filetto di orata , di <i>Alfredo Ernesto Di Noia, Giulio Mario Cappelletti e Carlo Russo</i>	» 71
6.1. Ipotesi, obiettivi e premesse della ricerca: il caso filetto di orata	» 71
6.1.1. Soluzioni di confezionamento sperimentate	» 72
6.2. LCA dell’innovazione di packaging per l’estensione della shelf life del filetto fresco di orata	» 74

6.2.1. La metodologia di analisi del ciclo di vita ed i suoi ambiti di applicazione	pag.	74
6.2.2. LCA applicata ai prodotti ittici freschi e trasfor- mati	»	76
6.2.3. Analisi LCA del caso studio: innovazione di pac- kaging del filetto di orata	»	83
6.2.3.1. Definizione degli scopi e degli obiettivi	»	83
6.2.3.2. Analisi d’inventario	»	85
6.2.3.3. Analisi degli impatti	»	86
6.2.3.4. Interpretazione e miglioramento	»	88
6.3. Trade off impatti ambientali tra packaging con esten- sione della shelf life e riduzione delle perdite alimentari del filetto di orata	»	91
Bibliografia	»	95

INTRODUZIONE

Il volume è il risultato dell'attività di ricerca svolta nell'ambito del progetto "Long Life High Sustainability – Shelf Life Extension come indicatore di sostenibilità (Coniugare l'estensione di vita di un prodotto alimentare determinata da un'innovazione di formulazione, processo o packaging, con la variazione di sostenibilità dell'intero ciclo di vita del prodotto)" finanziato dal PRIN 2012 (Codice MIUR 2012ZN3KJL_004 - PROT. N. 14005/2010) del MIUR. In particolare rappresenta il risultato della ricerca condotta relativa all'assegno dal titolo "Analisi dell'impatto ambientale ed economico mediante l'applicazione di metodologie LCA ed LCC al caso dei trasformati ittici".

Nel primo capitolo si affronta il tema della valenza nutrizionale dei prodotti ittici in relazione alla qualità e alla sicurezza alimentare. Si evidenzia come il pesce sia un eccellente alimento, come si osserva nel confronto tra i macronutrienti dell'orata da allevamento e quelli di altri alimenti di origine animale.

Il secondo capitolo tratta gli aspetti economici dell'acquacoltura a livello mondiale, europeo e nazionale. Si osserva un incremento della produzione acquicola negli ultimi decenni sia in volume sia in valore, evidenziando per l'Italia l'incremento del consumo di orata.

Nel terzo capitolo si analizza il sistema pesca ed acquacoltura dal punto di vista degli impatti ambientali. Lo studio ha messo in evidenza per la pesca l'incremento dello sfruttamento delle risorse alieutiche e la presenza di rilevanti minacce agli stock ittici (come la diffusione di specie non indigene). Per l'acquacoltura, invece, sono emerse molteplici e significative pressioni ambientali, soprattutto dei sistemi di allevamento intensivo. Dal confronto dell'impronta di carbonio della produzione di pesci da acquacoltura con altri sistemi zootecnici è emerso che rappresenta la tipologia di sistema zootec-

nico più “conveniente” dal punto di vista ambientale, subito dopo quello avicolo, e al pari di quello suinicolo.

Nel quarto capitolo sono approfondite le politiche globali, nazionali e delle certificazioni di qualità del sistema pesca e acquacoltura. Tali politiche hanno riguardato l’introduzione di molteplici obiettivi dalla “Agenda 2030” delle Nazioni Unite che sono rilevanti per il settore pesca e acquacoltura. Anche la FAO ha adottato una “Blue Growth Initiative” per tali fini. A livello UE ci sono la Direttiva Quadro Strategia Marina e la “Politica Comune della Pesca” recepite nella legislazione italiana con il Decreto Legislativo 4/2012, modificato dalla legge 154/2016. I sistemi di certificazione volontari del settore ittico possono agevolare anche la conformità normativa, e quelle di prodotto possono migliorare il potenziale di valorizzazione.

Nel quinto capitolo è sviluppata la relazione tra le perdite alimentari, l’estensione della shelf life e gli impatti ambientali, soprattutto del settore retail poiché ha un elevato potenziale di riduzione delle perdite alimentari. A tal fine è stato possibile definire un quadro concettuale distinguendo tra perdite e sprechi nel retail, a loro volta generati dalle eccedenze alimentari. In tal modo è stato possibile evidenziare il ruolo rilevante sull’entità delle perdite alimentari svolto dal packaging e della shelf life e dei relativi impatti ambientali generati dalla distribuzione. Ne consegue che per il supermercato diventa importante sia misurare le perdite alimentari in termini di massa sia valutare gli impatti ambientali ed economici.

Infine, nel sesto capitolo è stato trattato il tema dell’analisi del ciclo di vita e delle perdite alimentari nella filiera ittica, approfondendo il caso della estensione della shelf life del “filetto di orata”. Dal confronto delle differenti sperimentazioni di confezionamento, l’impiego della metodologia LCA ha consentito di dimostrare che un aumento minimo dell’impatto ambientale necessario per ottenere l’estensione della shelf life permette la riduzione significativa delle perdite nel settore retail con i conseguenti benefici ambientali.

1. IMPORTANZA NUTRIZIONALE DEL PESCE

di *Alfredo Ernesto Di Noia*

1.1. Le qualità nutrizionali del pesce

Nei prossimi 40 anni si attende un incremento di oltre il 60% della domanda di prodotti alimentari stimolata dall'incremento demografico della popolazione, che potrebbe arrivare ad oltre 9 miliardi nel 2050. Una domanda di cibo sempre più caratterizzata dal cambiamento graduale dei modelli di consumo alimentare e dalla presenza di alimenti di origine animale nelle diete, per l'ottenimento dei quali sarà necessario un ricorso sempre maggiore a mangimi, anche questi sempre più spesso, di origine animale (AA.VV. 2014, FAO 2018). Tra gli alimenti di origine animale il consumo di pesce ricopre un ruolo centrale. Ai prodotti ittici è riconosciuta un'elevata importanza nutrizionale ai fini di una sana e corretta alimentazione. I professionisti della nutrizione ne consigliano un *moderato consumo* (almeno due volte a settimana) per godere dei rilevanti benefici generati dalla “dieta mediterranea” (riconosciuta anche Patrimonio Immateriale dell'UNESCO). Al consumo di pesce si associa il “potere” di ridurre il rischio di sviluppare diverse malattie croniche (Uauy e Dangour 2006), da quelle cardiovascolari (Keys 1970, 1980) a quelle degenerative, come l'alzheimer e altre forme di demenza senile, come pure si evidenziano minori sintomi depressivi ed un miglioramento della funzionalità renale (Chrysohoou et al. 2010).

I prodotti ittici sono una “fonte” ricca di sostanze con preziose proprietà nutrizionali che ne determinano l'elevata qualità ed il conseguente incremento dell'interesse da parte del consumatore. L'elevata qualità nutrizionale del pesce è direttamente correlata alla presenza di un elevato tenore di macronutrienti e micronutrienti. Tra gli aspetti che incidono sulla sua importanza nutrizionale se ne possono sintetizzare due fondamentali:

- (i) il contenuto proteico e la relativa efficienza di conversione del mangime in proteine (HLPE 2014);

(ii) il contenuto in acidi grassi polinsaturi (Nasopoulou et al. 2011).

Il pesce contribuisce in modo significativo al fabbisogno proteico totale di una persona. La biodisponibilità delle proteine del pesce è in generale il 5-15% superiore a quella delle proteine di origine vegetale (FAO/WHO/UNU 1985). Lo stesso dicasi per il valore biologico che è particolarmente elevato. Una porzione edibile pari a 150 grammi di pesce arriva a soddisfare circa il 50% del fabbisogno proteico giornaliero per un adulto normopeso.

Il pesce è anche un'eccellente fonte di micronutrienti essenziali quali le vitamine A, D e B e minerali quali calcio, fosforo, potassio, iodio, zinco, ferro e selenio (Bonham et al. 2009, Roos, Islam e Thilsted 2003, Roos et al. 2007). Il consumo di pesce può correggere le diete "squilibrata" che nel mondo stanno generando in milioni di persone l'incremento di problemi di salute, come l'obesità, il gozzo, il ritardo mentale. La FAO stima in circa 800.000 i bambini morti ogni anno a causa della carenza di zinco nell'alimentazione (FAO 2016). Infatti, i prodotti ittici rappresenterebbero un'efficace integrazione della dieta nei primi 1000 giorni di vita ai fini della crescita regolare e di un appropriato sviluppo cognitivo (HLPE 2014).

La qualità nutrizionale delle proteine del pesce è facilmente soggetta a degradazione quando la mancanza di adeguati livelli di igiene e conservazione favoriscono lo sviluppo di batteri e virus nell'alimento.

Pertanto, a meno che il prodotto non sia consumato fresco, occorrono opportune infrastrutture e capacità tecniche ed organizzative, connesse a corretti sistemi di lavorazione, conservazione e distribuzione del pesce (FAO/WHO 2012). Sistemi che devono essere adeguatamente "calibrati" in funzione delle rispettive "shelf life".

Dal punto di vista del tenore degli acidi grassi polinsaturi, il pesce ha una composizione lipidica unica con un'elevata concentrazione di "omega-3" e "omega-6". I primi, sotto forma di acido eicosapentaenoico (EPA) ed acido docosaesaenoico (DHA), se assunti in quantità adeguate ed in proporzione corretta, favoriscono il conseguimento dei molteplici e rilevanti benefici evidenziati per il pesce, tra cui l'aumento della frazione di "colesterolo buono" (HDL), la diminuzione dei livelli di trigliceridi nel sangue, la riduzione della pressione arteriosa e dei livelli d'infiammazione sistemica, ma anche svolgono un'attività antitrombotica ed un'azione protettiva nei confronti dell'aterosclerosi e le altre malattie degenerative. Inoltre, gli omega-3 sono molto importanti sia per l'adeguato sviluppo neurologico nei bambini sia per il miglioramento della salute nell'adulto (Thilsted, Roos e Hassan 1997). L'assunzione del pesce, prima e durante la gravidanza, influenza i livelli di omega-3 nel latte materno delle donne che allattano (Chulei et al. 1995, Luxwolda et al. 2014). Inoltre, tali acidi grassi sono anche efficientemente trasferiti dalla madre al feto

(Hornstra, Al, von Houwelingen e Foreman-van Drongelen 1995) ed influenzano positivamente la capacità di apprendimento, la lettura e l'ortografia nei bambini dai 5-12 anni (Richardson e Montgomery 2005).

1.1.1. Contributo del pesce all'apporto di proteine animali

Nel 2015 il contributo del pesce all'apporto di proteine animali è stato pari a circa il 17%, corrispondente al 7% di tutte le proteine consumate dalla popolazione mondiale. Le risorse ittiche hanno nutrito più di 3,2 miliardi di persone con quasi il 20% del loro consumo medio pro-capite di proteine animali (FAO 2018). Inoltre, il pesce, da piscicoltura/acquacoltura o da cattura, rappresenta un alimento di sussistenza per circa il 12% della popolazione mondiale (FAO 2016), per la quale costituisce la fonte primaria di proteine (HLPE 2014). Per molti Stati Membri dell'Unione Europea, tra cui l'Italia, nel periodo 2013-2015 tale apporto è compreso in un range 6-10 g/giorno. Diversamente, si osserva che in altri Paesi industrializzati, quali USA, Canada, Regno Unito e Germania il consumo di proteine da prodotti ittici si ferma ad un più "modesto" range di 4-6 g/pro-capite/giorno (FAO 2018).

Nel mondo il pesce fornisce in media solo circa 34 Calorie pro-capite nella dieta giornaliera. Mentre il suo apporto può superare 130 Calorie/giorno pro-capite nei Paesi dove mancano alimenti proteici alternativi, oppure è stata sviluppata e mantenuta una preferenza per i prodotti ittici, costituendo pure un elemento centrale dell'economia locale. Possono essere Paesi sviluppati quali l'Islanda, il Giappone, la Norvegia, la Repubblica di Corea, ma, anche "impoveriti" come quelli costieri dell'Africa occidentale (Gambia, Sierra Leone e Ghana), dove il consumo di pesce contribuisce, o supera il 50% del consumo totale di proteine animali. Con livelli percentuali quasi analoghi si osservano alcuni Paesi dell'Asia, quali Cambogia, Bangladesh, Indonesia e Sri Lanka, dove la pesca è estremamente importante e l'acquacoltura si è sviluppata rapidamente negli ultimi 30 anni. Come pure in piccoli Stati insulari come le Maldive dove si rilevano percentuali analoghe (FAO 2018, HLPE 2014).

Negli ultimi anni in tutto il mondo i modelli dietetici, pur essendo ancora altamente diversificati, stanno convergendo verso alimenti più proteici, come il pesce. Infatti, la sua produzione mondiale impiegata per il consumo umano diretto è aumentata notevolmente negli ultimi decenni, passando dal 67% del 1960 all'88% del 2016, corrispondente a oltre 151 Mt (FAO 2018). Tale tendenza trova riscontro in Italia, dove una recente indagine ha rilevato che nella propensione all'acquisto degli alimenti, i cibi considerati "buoni" per la sa-

lute, tra cui possiamo inserire il pesce, i criteri di “molto” o “abbastanza” importante pesano addirittura per il 94,6% (di cui il 57,4% “molto importante”) (Censis 2017).

1.1.2. Confronto tra il pesce e altri alimenti di origine animale

L'efficienza di conversione in proteine del mangime nei pesci di acquacoltura è minore rispetto a quelli selvatici (HLPE 2014). In alcuni piccoli pesci marini pelagici sono stati misurati tenori più elevati di EPA e DHA rispetto ai pesci di allevamento. Come pure, nei pesci da acquacoltura è stato trovato un più basso contenuto di vitamina A, di zinco e ferro rispetto ai pesci selvatici (Belton e Thilsted 2014).

D'altra parte, i pesci dei sistemi di acquacoltura sono “convertitori” del mangime molto più efficienti rispetto alla maggior parte dei sistemi terrestri di allevamento. Essi raggiungono un'efficienza di conversione del 30%, rispetto al 18% del pollame ed il 13% dei maiali (Hasan e Halwart 2009). Ancora più bassa è l'efficienza di conversione rilevata nel caso dei bovini (Smil 2002). La maggior efficienza di conversione dipende dalla loro pecilotermia e, per quelli con scheletro osseo, dalla loro capacità di utilizzare meno risorse ed il mangime di cui si alimentano allocandolo in modo efficace per la crescita (Hall et al. 2011, Moffit 2006). La produzione di 1 kg di proteine bovine richiede 211 kg di mangime, mentre 1 kg di proteine di carne di suino, di uova e di pollo ne richiedono una quantità notevolmente inferiore, pari rispettivamente a kg 76, kg 32 e kg 21. Tuttavia, per “produrre” 1 kg di proteine di pesce (erbivoro) da acquacoltura (la carpa) occorre un quantitativo di mangime in assoluto più inferiore rispetto alle altre tipologie confrontate, pari a “solo” 13 kg (Fonte: ns elaborazione, Hall et al. 2011).

Per quanto riguarda gli acidi grassi polinsaturi presenti nel pesce di allevamento, l'elevato tenore dipende dall'alimentazione con mangime che contiene farina ed olio di pesce selvatico. Infatti, si generano tenori di EPA e DHA che sono notevolmente maggiore anche rispetto alla frutta, ai semi, alle noci ed altre verdure (Nasopoulou et al. 2011). Per aumentare i benefici nutrizionali e salutistici, tali mangimi sono largamente impiegati in acquacoltura rispetto agli altri settori zootecnici.

L'impiego di farina di pesce in acquacoltura è una delle cause che incide sulla riduzione dei loro stock (Wijkstrom 2012). Alcune stime del *Fishmeal Information Network* evidenziano che il 56% della produzione mondiale di farina di pesce è destinata all'allevamento ittico, 20% per l'allevamento di suini ed il 12% per il pollame (Hall et al. 2011). Tali dati diventano ancora

più preoccupanti se si considera la crescita esponenziale della produzione di pesce da acquacoltura, passata dai circa 5 Mt del 1980 (pari a poco oltre il 10% della produzione di manzo) ai circa 58 Mt nel 2010, per superare oltre 80 Mt nel 2016 (produzione superiore di oltre il 20% di quella del manzo) (FAO 2018, The Economist 2016).

Tuttavia alcuni segnali positivi sono stati rilevati. Dai primi anni '90 dello scorso secolo la percentuale di pescato trasformata in farina è diminuita, passando da una media del 23% (26 Mt/anno) al 10% negli anni seguenti il 2012 (FAO 2016, HLPE 2014). Nel 2016, il 74% della produzione globale non destinato all'alimentazione umana (circa 20 Mt) è stata trasformata in farina e olio di pesce per impiegarla in acquacoltura. Un ulteriore contributo alla riduzione dell'impiego di pescato per la produzione di mangime è stato ottenuto ricorrendo all'uso dei suoi sottoprodotti (30%) (FAO 2018). Ciò anche in considerazione della tendenza all'aumento dei prezzi della farina e dell'olio di pesce avvenuto negli ultimi anni (Olsen et al. 2014). Si osservano, inoltre, delle differenze a livello regionale, per esempio, l'uso di sottoprodotti in Europa è significativamente elevato (54%) (Jackson e Newton 2016). Nel 2030 si stima che circa il 16% del pescato sarà trasformato in farina di pesce. In particolare, si stima una produzione di farina superiore a 5 Mt ed 1 Mt di olio di pesce. Si prevede per il 2030, che la produzione di farina aumenterà del 19% rispetto al 2016, la metà del quale deriverà dall'uso degli scarti della lavorazione del pesce. Ciò farà salire il contributo dei sottoprodotti alla produzione di farina al 34% (FAO 2019).

Alcune sperimentazioni hanno riguardato la sostituzione dell'olio di pesce con oli vegetali, oppure il loro utilizzo in modo più selettivo come ingredienti solo per alcune fasi di produzione specifiche. Risultati interessanti sono stati ottenuti sostituendo le farine di pesce con farine di leguminose: fagioli e ceci fino al 35% (Adamidou et al. 2008), soia fino al 30%, eventualmente addizionata con aminoacidi (Kotzamanis et al. 2008).

Nella Tabella 1.1 sono stati confrontati i benefici nutrizionali dell'orata (*Sparus aurata L.*) con quelli derivanti da altri alimenti di origine animale. In particolare, sono stati comparati i macronutrienti dell'orata da acquacoltura alimentata con due formulazioni di mangime: 100% olio di pesce (mangime "A"); 69% miscela di olii di soia, di palma e di colza, 31% olio di pesce (mangime "B"). I risultati hanno evidenziato un livello proteico quasi analogo per le quattro tipologie di alimenti, mentre il *rapporto tra acidi grassi polinsaturi e saturi* (RPS) per l'orata alimentata con mangime "A" è risultato nettamente superiore (pari al 114%) rispetto a quello presente nel prodotto alimentato con mangime "B" (pari a al 72%).

I risultati ottenuti con l'impiego di mangime "A" e i livelli di EPA e DHA concordano con quelli riportati in letteratura (HLPE 2014, Tacon, Hasan e Metian 2011, Turchini, Torstensen e Ng 2009). Il RPS del mangime "B" (72%) è ancora maggiore di circa il 10% rispetto a quello del petto di pollo (67%). Infine, i RPS dell'orata alimentati con i mangimi "A" e "B" risultano essere significativamente maggiori (rispettivamente di 11,4 e di 7,2 volte) a quello della carne di manzo (10%). In definitiva, il confronto ha evidenziato una maggiore valenza nutrizionale dell'orata alimentata con olio di pesce. Tale valenza resta comunque valida anche sostituendo una parte dell'olio di pesce con olii vegetali.

Tab. 1.1 – Confronto macronutrienti tra orata di allevamento (alimentata con differenti diete), petto di pollo e bistecca di manzo

Aspetti nutrizionali	Orata ^a	Orata ^b	Pollo ^c	Manzo ^d
Proteine (g)	23,5	21,9	21,2	21,2
Acidi grassi saturi (g)	1,36	1,14	0,60	3,40
Acidi grassi polinsaturi (g)	1,56	0,82	0,40	0,30
Rapporto: poliinsaturi/saturi (%)	114	72	67	10

^aAcquacoltura (mangime "A") (Fountoulaki ed al. 2009)

^bAcquacoltura (mangime "B") (Fountoulaki ed al. 2009)

^cPetto disossato - prodotto grezzo (non cotto) (www.nationalchickencouncil.org, consultato il 04.03.2019)

^dBistecca tagliata a "0" grasso (cruda) (<https://ndb.nal.usda.gov>, consultato il 04.03.2019)

1.2. Valenza nutrizionale del pesce e sicurezza alimentare

In occasione del Vertice mondiale sull'alimentazione a Roma del 1996 la FAO ha aggiornato la definizione del concetto di sicurezza alimentare (SA). La SA «*esiste quando tutte le persone, in ogni momento, hanno accesso fisico ed economico a cibo sufficiente, sicuro e nutriente che soddisfa i loro fabbisogni dietetici e le preferenze alimentari per una vita attiva e sana*» (FAO 2006). In questa definizione la SA si è evoluta rispetto a quella precedente, individuata da un vertice analogo tenutosi nel 1974, poiché per raggiungerla è diventata centrale la preservazione della valenza nutrizionale degli alimenti. Pertanto, il pesce, possedendo elevate qualità nutrizionali, può contribuire a ridurre i rischi di malnutrizione e di malattie non trasmissibili che possono manifestarsi, ad esempio, quando l'assunzione troppo elevata di calorie viene combinata con una mancanza di una nutrizione equilibrata.

Infatti, il suo contributo potenziale (anche in piccola quantità) viene sempre più riconosciuto decisivo per affrontare le carenze multiple di micronutrienti, come la carenza di fosforo nei Paesi LIFDC¹ o carenze di vitamine del gruppo B (HLPE 2014).

I dati sono ancora molto drammatici, poiché anche se il consumo annuo pro capite apparente di prodotti ittici è cresciuto costantemente nelle regioni in via di sviluppo (da 5,2 kg nel 1961 a 17,9 kg nel 2011) e nei LIFDC (da 4,4 kg nel 1961 a 8,6 kg nel 2011), i livelli di consumo sono ancora notevolmente inferiori a quello dei Paesi sviluppati (da 17,1 kg nel 1961 a 23,0 kg nel 2011) (HLPE 2014). In tal senso, alcune analisi hanno avvalorato la tesi che la maggior parte dei Paesi dove il pesce apporta una parte importante delle proteine animali possono essere definiti “poveri” (LIFDC) e caratterizzati da deficit alimentare (Kawarazuka e Béné 2011).

D'altra parte, anche se il pesce è collegato ai problemi di sicurezza alimentare in relazione alla carenza di apporto di proteine, esso diventa molto più importante quando lo si considera fonte di micronutrienti e lipidi (Allison 2011). In particolare, i micronutrienti contenuti in tali alimenti potrebbero svolgere un ruolo centrale per quella fascia di popolazione con scarse risorse economiche poiché tali sostanze non sono ampiamente disponibili nelle diete che si può “permettere” (HLPE 2014).

Ciò malgrado, la crescita che ha caratterizzato la pesca e l'acquacoltura negli ultimi decenni ha favorito il miglioramento della capacità mondiale di consumare alimenti diversificati e ricchi dal punto di vista nutrizionale costituendo uno strumento molto importante anche per sradicare la fame, la malnutrizione e l'insicurezza alimentare, attraverso un apporto nutrizionale significativo, anche nelle diete “a base di vegetali” che sono notevolmente diffuse nei Paesi a basso reddito e meno sviluppati (FAO 2016).

Tuttavia, le più frequenti anomalie climatiche conseguenti ai “cambiamenti climatici” in corso, incidendo sulle risorse naturali, influiscono negativamente sui settori della pesca e dell'acquacoltura². Ciò potrà rappresentare una grave minaccia alla stessa SA e alla vita di molte aziende operanti alla filiera ittica³, che accentuerebbe ulteriormente le condizioni economiche disagiate di molti Paesi.

¹ “Low-Income Food-Deficit Countries” è la sigla con la quale si individuano Paesi a basso reddito con deficit alimentare. L'individuazione si basa su tre criteri: reddito nazionale lordo pro-capite, bilancia commerciale alimentare netta e criterio di auto-esclusione. Nel 2016 la FAO inserisce in questo gruppo 52 Paesi, di cui 37 sono Paesi africani (<http://www.fao.org/countryprofiles/lifdc/en/>, consultato il 4.3.2019).

² Si rinvia al capitolo 3 del presente volume per maggiori approfondimenti.

³ In Italia, la figura dell'imprenditore ittico è stata introdotta con il D.Lgs. n. 226/2001, dedicato al settore della pesca, ed è stata equiparata a quella dell'imprenditore agricolo. Il D.Lgs.

Bibliografia

- AA.VV. (2014), *The Bologna Charter Against Food Waste Stop Food Waste*, Feed the Planet Bologna, 24 November.
- Adamidou S., Nengas I., Nikolopoulou D., Kotzamanis Y., Karacostas I., Bell J.G., Jauncey K. (2008), "Growth performance of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) fed extruded diets including low and high levels of three different legumes; filed peas, chickpeas and faba beans", *Resource management*, EAS, special pub. N° 37: 31.
- Allison E.H. (2011), *Aquaculture, fisheries, poverty and food security*, Working Paper 2011-65, Penang, Malaysia, WorldFish Center, pp. 62.
- Belton B., Thilsted S.H. (2014), "Fisheries in transition: Food and nutrition security implications for the global South", *Global Food Security*, 3: 59-66.
- Bonham M.P., Duffy E.M., Robson P.J., Wallace J.M., Myers G.J., Davidson P.W., Clarkson T.W., Shamlaye C.F., Strain J.J., Livingstone M.B. (2009), "Contribution of fish to intakes of micronutrients important for foetal development: a dietary survey of pregnant women in the Republic of Seychelles", *Public Health Nutrition*, 12(09): 1312-1320.
- Censis (2017), *Il futuro dell'alimentazione: tra stili di vita contemporanei e nuovi modi di fruizione*, presentazione (slide), Censis, Milano 23 marzo 2017.
- Chrysohoou C., Tsitsinakis G., Siassos G., Psaltopoulou T., Galiatsatos N., Metaxa V., Lazaros G., Miliou A., Giakoumi E., Mylonakis C., Zaromytidou M., Economou E., Triantafyllou G., Pitsavos C., Stefanadis C. (2011), "Fish Consumption Moderates Depressive Symptomatology in Elderly Men and Women from the Ikaria Study", *Cardiology Research and Practice*, 2010 Dec 15; 2011: 219578.
- Chulei R., Xiaofang L., Hongsheng M., Xiulan M., Guizheng, L., Gianhong D., De Francesco D., Connor W.E. (1995), "Milk composition in women from five

n. 4/2012 è diventato il testo di riferimento in materia, che ha riordinato, coordinato ed integrato la normativa nazionale in materia di pesca e acquacoltura, e ha definito «imprenditore ittico il titolare di licenza di pesca, [...], che esercita, professionalmente ed in forma singola, associata o societaria, l'attività di pesca professionale di cui all'articolo 2 e le relative attività connesse» (art. 4). Tali attività connesse riguardano:

- imbarco di persone non facenti parte dell'equipaggio su navi da pesca a scopo turistico-ricreativo, denominata: «pesca turismo»;
- attività di ospitalità, ricreative, didattiche, culturali e di servizi, finalizzate alla corretta fruizione degli ecosistemi acquatici delle risorse della pesca e alla valorizzazione degli aspetti socio-culturali delle imprese ittiche esercitate da imprenditori, singoli o associati, attraverso l'utilizzo della propria abitazione o di struttura nella disponibilità dell'imprenditore stesso, denominata: «ittiturismo»;
- la trasformazione, la distribuzione e la commercializzazione dei prodotti della pesca, nonché le azioni di promozione e valorizzazione;
- l'attuazione di interventi di gestione attiva, finalizzati alla valorizzazione produttiva, all'uso sostenibile degli ecosistemi acquatici ed alla tutela dell'ambiente costiero».

Inoltre, si considera imprenditore ittico anche l'acquacoltore che esercita in forma singola o associata l'attività di acquacoltura. In ultima analisi, la normativa stabilisce che all'imprenditore ittico si applicano le disposizioni previste per l'imprenditore agricolo e quelle normative del settore pesca più favorevoli.

- different regions of China: the great diversity of milk fatty acids”, *Journal of Nutrition*, 125: 2993-2998.
- FAO (2006), *Food Security*, Policy Brief n. 2 June 2006, Food Security, FAO, Roma.
- FAO (2016), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*, Rome, pp. 1-200.
- FAO (2018), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Rome, pp. 1-227.
- FAO/WHO (2012), *Meeting Report of the Joint FAO/WHO Expert Meeting on the Public Health Risks of Histamine and Other Biogenic Amines from Fish and Fishery Products*, 23-27 July 2012.
- FAO/WHO/UNU (1985), *Energy and protein requirements. Report of a joint FAO/WHO/UNU expert consultation*, Technical report series 724, Geneva: WHO.
- Fountoulaki E., Vasilaki A., Hurtado R., Grigorakis K., Karacostas I., Nengas I., Rigos G., Kotzamanis Y., Venou B., Alexis M.N. (2009), “Fish oil substitution by vegetable oils in commercial diets for gilthead sea bream (*Sparus aurata L.*); effects on growth performance, flesh quality and fillet fatty acid profile. Recovery of fatty acid profiles by a fish oil finishing diet under fluctuating water temperatures”, *Aquaculture*, 289: 317-326.
- Hall S.J., Delaporte A., Phillips M.J., Beveridge M., O’Keefe M. (2011), *Blue Frontiers. Managing the Environmental Costs of Aquaculture*, The WorldFish Center, Penang, Malaysia, pp. 1-104.
- Hasan M.R., Halwart M. (eds.) (2009), *Fish as feed inputs for aquaculture; practices sustainability and implications*, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 518. Rome, FAO, pp. 407.
- HLPE (2014), *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*, Rome, pp. 1-119.
- Hornstra G., Al M.M.D., von Houwelingen A.C., Foreman-van Drongelen, M.M.H.P. (1995), “Essential fatty-acids in pregnancy and early human development”, *European Journal of Obstetrics Gynaecology and Reproductive Biology*, 61(1): 57-62.
- Jackson A., Newton R.W. (2016), *Project to model the use of fisheries by-products in the production of marine ingredients with special reference to omega-3 fatty acids EPA and DHA*, Institute of Aquaculture, University of Stirling & IFFO, the Marine Ingredients Organisation, pp. 1-14.
- Kawarazuka N., Béné C. (2011), “The potential role of small fish species in improving micronutrient deficiencies in developing countries: building evidence”, *Public Health Nutrition*, 14(11): 1927-1938.
- Keys A. (1970), “Coronary Heart Disease in Seven Countries”, *Circulation*, 41(1), 186-195.
- Keys A. (1980), *Seven Countries: A Multivariate Analysis of Death and Coronary Heart Disease*, Harvard University Press, Cambridge.
- Kotzamanis Y.P., Van Eys J., Taylor S., Lindley N., Andersen M., Petsas G., Athrinou L., Ilial V., Vatsos I.N. (2008), “Evaluation of partial substitution of dietary fish meal by soybean meal supplemented with synthetic amino acids on

- growth performances, serum chemistry and histology of the juvenile european sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and gilthead sea bream (*Sparus aurata*)”, *Resource management*, EAS, special pub. N° 37, September 2008, p. 336.
- Luxwolda M.F., Kuipers R.S., Koops J-H., Muller S., deGraff D., Dijck-Brouwer D.A.J., Muskiet A.J. (2014), “Interrelationships between maternal DHA in erythrocytes, milk and adipose tissue. Is 1 wt percent DHA the optimal human milk content? Data from four Tanzanian tribes differing in lifetime stable intakes of fish”, *British Journal of Nutrition*, 111: 854-866.
- Moffit C.M. (2006), “Environmental, economic and social aspects of animal protein production and the opportunities for aquaculture”, *Fisheries*, 30(9), 36-38.
- Nasopoulou C., Karantonis H.C., Zabetakis I. (2011), “Nutritional Value of Gilthead Sea Bream and Sea Bass”, *Dynamic Biochemistry, Process Biotechnology and Molecular Biology, Global Science Books*, 32-40.
- Olsen R.L., Toppe J., Karunadagar I. (2014), “Challenge and realistic opportunities in the use of by-products from processing of fish and shellfish”, *Trends in Food Science & Technology*, 36, 144-151.
- Richardson A.J., Montgomery P. (2005), “The Oxford-Durham study: a randomized, controlled trial of dietary supplementation with fatty acids in children with developmental coordination disorder”, *Pediatrics*, 115(5): 1360-1366.
- Roos N., Islam M.M., Thilsted S.H. (2003), “Small indigenous fish species in Bangladesh: contribution to vitamin A, calcium and iron intakes”, *Journal of Nutrition*, 133: 4021S-4026S.
- Roos N., Chamnan C., Loeng D., Jakobsen J., Thilsted S.H. (2007), “Freshwater fish as a dietary source of vitamin A in Cambodia”, *Food Chemistry*, 103(4): 1104-1111.
- Smil V. (2002), “Nitrogen and food production: proteins for human diets”, *Ambio*, 31(2): 126-131.
- Tacon A.G.J., Hasan M.R., Metian M. (2011), *Demand and supply of feed ingredients for farmed fish and crustaceans. Trends and prospects*, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 564. Rome, pp. 1-102.
- The Economist (2016), <http://www.economist.com/technology-quarterly/2016-06-09/factory-fresh> (consultato il 21.03.2019).
- Thilsted S.H., Roos N., Hassan N. (1997), “The role of small indigenous fish species in food and nutrition security in Bangladesh”, *WorldFish Centre Quarterly*, July–December: 82-84.
- Turchini G.M., Torstensen B., Ng W.K. (2009), “Fish oil replacement in finfish nutrition”, *Reviews in Aquaculture*, 1: 10-57.
- Uauy R., Dangour A.D. (2006), “Nutrition in brain development and aging: role of essential fatty acids”, *Nutrition reviews*, 64(5 Pt 2):S24-33; discussion S72-91.
- Wijkstrom U.N. (2012), *Is feeding fish with fish a viable practice?*, in R.P. Subasinghe, J.R. Arthur, D.M. Bartley, S.S. De Silva, M. Halwart, N. Hishamunda, C.V. Mohan & P. Sorgeloos (Eds.), *Farming the waters for people and food*, pp. 33-55. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010. Phuket, Thailand. 22-25 September 2010. Rome, FAO, and Bangkok, NACA.

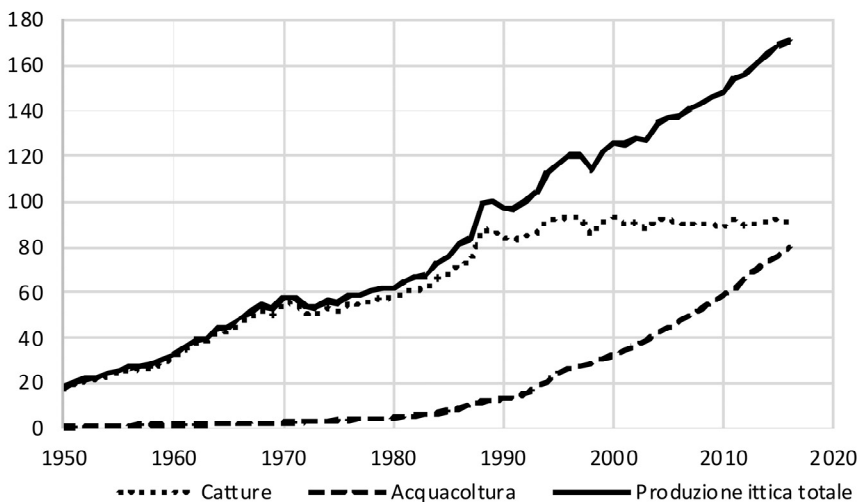
2. ASPETTI ECONOMICI DELL'ACQUACOLTURA

di *Alfredo Ernesto Di Noia* e *Giulio Mario Cappelletti*

2.1. L'acquacoltura nel Mondo

L'acquacoltura, negli ultimi trenta anni, ha avuto un trend di crescita costante rispetto alla produzione da catture che invece si è stabilizzata intorno ai 90 Mt (Grafico 2.1).

Graf. 2.1 – Produzione ittica mondiale da cattura ed acquacoltura (Mt)



Fonte: Dati elaborate da Earth Policy Institute da 1950-2010 da U.N. Food and Agriculture Organization (FAO), Global Capture Production and Global Aquaculture Production, electronic databases, da www.fao.org/fishery/topic/16140/en, aggiornato a marzo 2013 (consultato il 4.3.2019); Dati acquisiti da (FAO 2018) da 2011-2016.

Il contributo dell'acquacoltura alla produzione ittica globale è aumentato in maniera considerevole rispetto al 13% registrato nel 1990. Se il trend continua anche negli anni avvenire l'acquacoltura supererà la produzione da cattura.

Misurare questo trend risulta difficile, poiché si osserva una discrepanza di dati in relazione a differenti fonti autorevoli come la *FAO* e l'*Osservatorio europeo del mercato dei prodotti della pesca e dell'acquacoltura (EUMOFA)*. I dati FAO scontano la mancanza di quelli del 35-40% dei Paesi produttori, oltre ad alcuni casi caratterizzati da insufficienza di qualità e completezza (FAO 2018).

Considerando invece i dati forniti da EUMOFA 2018, nel 2016, la produzione ittica dei principali paesi produttori è quella riportata in Tabella 2.1. Il contributo dell'acquacoltura alla produzione globale di pesce è andato costantemente crescendo raggiungendo il 55%, con l'apporto prevalente della Cina e dell'Indonesia pari complessivamente a oltre il 70% della produzione acquicola globale (EUMOFA 2018).

Tab. 2.1 – Produzione mondiale (pesca e acquacoltura) nel 2016 (migliaia di tonnellate)

Paese	Pesca	Acquacoltura	Produzione totale
Cina	17.807	63.722	81.529
Indonesia	6.584	16.616	23.200
India	5.082	5.703	10.785
Vietnam	2.786	3.635	6.421
UE-28	5.014	1.290	6.304
Stati Uniti	4.931	444	5.375
Russia	4.773	174	4.947
Giappone	3.275	1.068	4.343
Filippine	2.028	2.201	4.229
Perù	3.812	100	3.912
Bangladesh	1.675	2.204	3.879
Norvegia	2.203	1.326	3.529
Corea del Sud	1.396	1.859	3.255
Myanmar	2.072	1.018	3.090
Cile	1.829	1.050	2.879
Tailandia	1.531	963	2.494
Altri	23.347	6.834	30.181
Totale	90.145	110.207	200.352

Fonti: EUMOFA 2018

La Tabella 2.2 evidenzia la discrepanza dei dati relativi alla produzione da acquacoltura relativamente all'anno 2016. Il confronto mostra che tale produzione secondo i dati FAO 2018 sono inferiori del 27% rispetto a quelli EUMOFA 2018.

In particolare, la differenza si può attribuire in misura rilevante ai due maggiori produttori mondiali, la Cina e l'Indonesia, per i quali si osservano dati FAO 2018 ancora inferiori rispettivamente del 23% e, addirittura, del 70% rispetto ai corrispondenti EUMOFA 2018. Tuttavia, si evidenzia come il peso dei primi cinque maggiori produttori rispetto alla produzione totale da acquacoltura sia quasi analogo: 81% (FAO 2018) e 83% (EUMOFA 2008).

Sempre nel 2016, sono state allevate ben 598 specie nel mondo incluse 369 specie di pesci, 109 di molluschi, 62 di crostacei, 6 di rane e rettili, 9 acquatiche invertebrate e 40 piante acquatiche.

Il numero di specie è aumentato di circa il 27% rispetto al 2006. Le più importanti specie prodotte rappresentano oltre l'84% della produzione totale (FAO 2018).

Tab. 2.2 – Confronto da differenti fonti della produzione di acquacoltura dei principali paesi produttori nel 2016 (migliaia di tonnellate)

Paese	Acquacoltura (a)	% sul totale mondiale	Acquacoltura (b)	% sul totale mondiale
Cina	63.722	57,8	49.244	61,5
Indonesia	16.616	15,1	4.950	6,2
India	5.703	5,2	5.700	7,1
Vietnam	3.635	3,3	3.625	4,5
UE-28	1.290	1,2	1.292	1,6
<i>Altri Paesi</i>	<i>19.241</i>	<i>17,5</i>	<i>15.220</i>	<i>19</i>
Totale	110.207	83	80.031	81

Fonti: (a) EUMOFA 2018; (b) FAO 2018

2.2. L'acquacoltura in Europa

2.2.1. Bilancio di approvvigionamento e consumo apparente¹

La produzione acquicola dei 28 Stati Membri dell'UE è stata stimata pari a 6,3 Mt rappresentando appena il 3% circa del totale, posizionandosi in quinta posizione dopo i maggiori produttori asiatici: Cina (41%), Indonesia (12%), India (5%) e Vietnam (3%) (Tabella 2.1).

Tab. 2.3 – Bilancio di approvvigionamento dell'UE di prodotti della pesca e dell'acquacoltura, anno 2016 (Mt)

	Quantità
Importazioni	9,05
Produzione	5,17
Approvvigionamento	14,22
Esportazioni	-1,81
Consumo apparente	12,41

Fonte: (EUMOFA 2018)

Mentre, le catture dell'UE hanno raggiunto la quarta posizione rappresentando il 5,6% delle catture totali. D'altra parte la produzione da acquacoltura dell'UE è stata pari a circa 1,3 Mt rappresentando solo l'1,2% di quella mondiale (nona posizione), equivalente solo ad un quinto del totale della produzione.

Nel 2016, come mostra la Tabella 2.3, l'approvvigionamento del mercato UE di prodotti della pesca e dell'acquacoltura destinati al consumo umano è stata pari a 14,22 (Mt). A fronte dell'aumento sia delle catture che della produzione acquicola, si evidenzia il picco raggiunto delle importazioni pari a 9,05 Mt.

Dall'altra parte si è assistito anche ad un picco del consumo apparente del periodo 2007-2016 (12,41 Mt), pur in presenza di un aumento delle esportazioni.

¹ Il consumo apparente è pari alla somma delle catture destinate all'uso alimentare, dei prodotti allevati e alle importazioni, a cui si sottraggono le esportazioni. Tale equazione rappresenta il "bilancio di approvvigionamento" (EUMOFA 2018).

Tab. 2.4 – Dettaglio della produzione UE (.000 tonnellate)

Impiego uso alimentare	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Catture	3.645	3.614	3.834	4.216	3.824	3.884
Acquacoltura	1.272	1.236	1.187	1.253	1.263	1.290
Totale	4.917	5.021	5.021	5.469	5.087	5.174

Fonte: (EUMOFA 2018)

In Tabella 2.4 sono riportate l'andamento delle catture e della produzione da acquacoltura per uso alimentare nell'UE nel periodo 2011-2016. Tali dati evidenziano come l'acquacoltura contribuisce per il 25%.

Nel 2016 nell'UE il consumo pro capite è stato pari a circa 24 kg, di cui il 73% è rappresentato da solo 15 specie (Tabella 2.5).

Tab. 2.5 – Consumo apparente dell'UE delle specie più importanti nel 2016 (peso vivo)

Prodotti	kg pro capite	% pescato	% allevato
Tonno	2,78	99%	1%
Merluzzo nordico	2,33	100%	0%
Salmone	2,19	5%	95%
Pollack d'Alaska	1,59	100%	0%
Gamberi	1,56	62%	38%
Cozza	1,27	20%	80%
Aringa	1,23	100%	0%
Nasello	0,96	100%	0%
Calamaro	0,72	100%	0%
Sardina	0,69	100%	0%
Sgombro	0,58	100%	0%
Surimi	0,58	100%	0%
Pesce gatto (pangasio incluso)	0,50	1%	99%
Trota	0,42	1%	99%
Coppasanta	0,35	84%	16%
Altri	6,59	84%	16%
Totale	24,33	76%	24%

Fonte: (EUMOFA 2018)

2.2.2. Commercio estero

Le importazioni e le esportazioni dell'UE di prodotti della pesca e dell'acquacoltura, comprensive dei flussi commerciali con i paesi terzi e degli scambi tra Stati Membri, sono aumentati dal 2010. Nel 2017 le esportazioni sono state in volume pari a circa 2 Mt per un valore di poco superiore di 5 miliardi di euro.

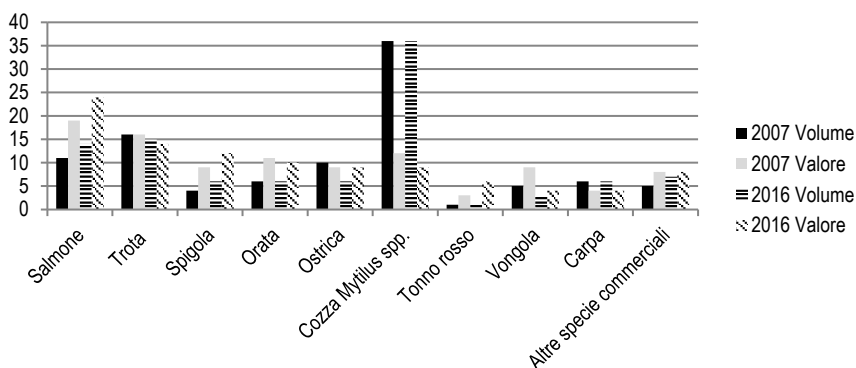
Nel 2017 il volume delle importazioni da paesi terzi è stato pari a 5,9 Mt per un contro valore di a 25,3 miliardi di euro, generando un deficit del settore ittico pari a oltre 20 miliardi di euro (EUMOFA 2018).

2.2.3. Le principali specie dell'acquacoltura europea

Nel 2016, il valore dei prodotti ittici allevati nell'UE ha confermato il trend di incremento graduale registrato dal 2013 raggiungendo il livello più elevato pari a 4,25 miliardi di euro, con un aumento del 23% rispetto al 2007. Tale livello è stato registrato in corrispondenza della produzione di 1,29 Mt. A contribuire a questo ottimo risultato, nel 2016, è stata la produzione record di spigole raggiunta in Grecia e Spagna, sia in valore che in volume e l'aumento del valore del salmone relativo alle produzioni nel Regno Unito e in Irlanda.

Tra le principali specie commerciali il salmone, la trota, la spigola e l'orata rappresentano oltre la metà del valore della produzione con un incremento dal 55% del 2007 al 60% del 2016, in corrispondenza di un proporzionale incremento dei volumi, rispettivamente dal 37% al 41% (Grafico 2.2) (EUMOFA, 2018).

Graf. 2.2 – Composizione delle principali specie prodotte in acquacoltura UE in volume e valore nel 2007 e nel 2016 (%)



Fonte: ns elaborazione da EUMOFA (2018)

2.3. L'acquacoltura in Italia

2.3.1. Produzione

L'acquacoltura italiana, che ha origini molto antiche, è un'attività fortemente diversificata, grazie al contesto ambientale differenziato che caratterizza il nostro Paese. La produzione acquicola nel 2016 è stata pari a 157 kt, ad un livello notevolmente inferiore rispetto al 2007 (-13%). Tale produzione si concentra soprattutto sulla molluschicoltura, infatti l'Italia è il principale paese produttore dell'Unione Europea di vongole veraci, che ha rappresentato nel 2016 l'81% del volume totale.

Quindi, la riduzione della produzione acquicola del 2016, pari a 36,5 kt, rispetto al 2015 può essere imputata alla diminuzione dell'allevamento di vongole di circa il 25% pari 12 kt.

In questo caso molto probabilmente ha inciso un'infezione da parte del parassita *Perkinsus olseni* e dalle condizioni di sfruttamento intensivo nel Paese.

In Italia, il valore della produzione acquicola del 2016, pari a 387 milioni di euro, ha subito un crollo rispetto sia al 2007 (-34%) sia al 2015 (-15%). Ciò a causa del suddetto calo registrato per la vongola che rispetto al 2015 è stato pari a 78 milioni di euro.

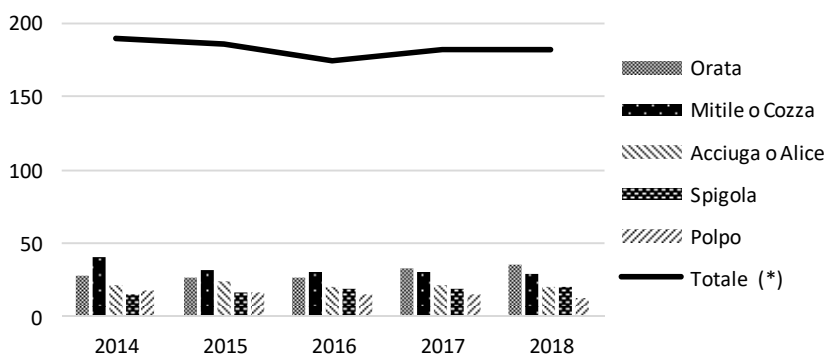
La produzione acquicola italiana è caratterizzata dalla predominanza di due gruppi di specie commerciali: “bivalvi e altri tipi di molluschi e invertebrati acquatici” e “salmonidi”. Tale prevalenza è riscontrabile sia in volume rispettivamente 64% e 23%, che in valore pari al 38% e 26%.

Il settore dell'acquacoltura in Italia comprende l'allevamento di 30 specie di pesci, molluschi e crostacei, ma ben l'87% della produzione è basato su tre specie: mitilo (o cozza), vongola, trota. In particolare, la produzione più importante in termini di peso è rappresentata dal mitilo, pari a 63 kt, corrispondente al 41% della produzione totale italiana. Le altre due specie sono prodotte ad un livello analogo pari a circa 37 kt (equivalente al 23% del totale). Infine, i segmenti più produttivi sono la vongola e la trota ad un livello quasi analogo pari a circa 100 milioni di euro (EUMOFA 2018).

2.3.2. Consumi

Nel 2018 il consumo di prodotti ittici freschi in Italia è stato pari a circa 325 mila tonnellate, registrando una riduzione di circa l'8% rispetto al 2009 ed una crescita dal 2013 (+7% circa), che rappresentava il volume inferiore di consumi del periodo 2009-2018 (EUMOFA 2019).

Graf. 2.3 – Consumo domestico di prodotti ittici freschi in Italia (migliaia di tonnellate)

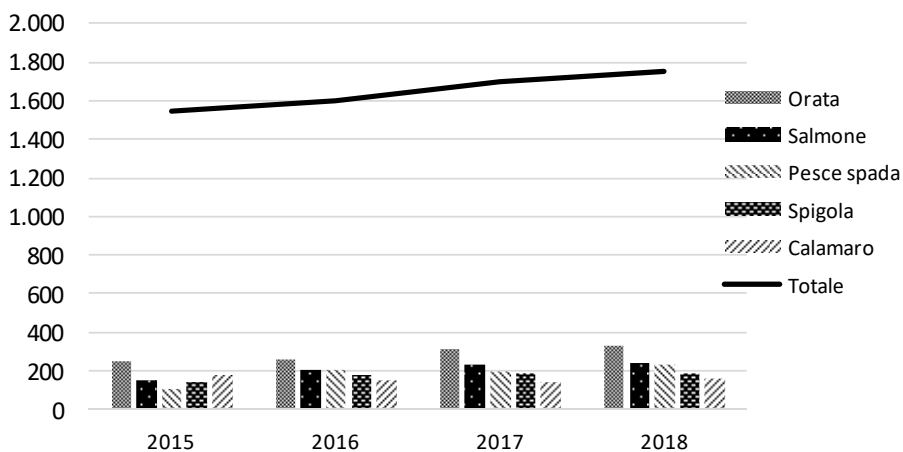


(*) Non comprende la voce "Altri prodotti non specificati"

Fonte: (EUMOFA 2019)

Le principali specie commerciali consumate nel periodo 2014-2018 sono orata, mitile (o cozza), acciuga (o alice), spigola e polpo. In tale periodo il loro consumo ha superato stabilmente oltre un terzo del totale raggiungendo il 35% nel 2018.

Graf. 2.4 – Consumo domestico dei prodotti ittici freschi in Italia (milioni di euro)



(*) Non comprende la voce "Altri prodotti non specificati"

Fonte: (EUMOFA 2019)

Nello stesso periodo di riferimento si è assistito ad un cambiamento sostanziale dei consumi degli italiani che si esemplifica nello spostamento della loro principale preferenza dal consumo del mitile (o cozza) a quello dell'orata (Grafico 2.3) (EUMOFA 2019).

In valore il consumo domestico nel 2018 è stato pari ad un valore di 3,4 miliardi di euro, mantenendosi ad un livello quasi analogo a quello del 2009. Nel periodo 2009-2018 il consumo è stato in tutti gli anni superiore a 3 miliardi di euro ad esclusione del biennio 2013 (2,5 miliardi di euro) e 2014 (2,7 miliardi di euro). In particolare, il valore del 2018 è aumentato di oltre un terzo rispetto al valore più basso registrato nel 2013 (EUMOFA 2019).

Infine, le principali specie commerciali consumate in valore nel periodo 2015 - 2018 sono nell'ordine: orata, salmone, pesce spada, spigola e calamaro, con una tendenza crescente rispetto al consumo totale (dal 27% del 2015 al 34% del 2018) (Grafico 2.4). In particolare, si evidenzia l'elevato valore del consumo di pesce spada generato dal livello di prezzo più elevato tra tali specie commerciali che si è attestato nel periodo di riferimento nel range di 17,11 - 17,33 euro (EUMOFA 2019).

2.3.3. *Il settore produttivo*

Le aziende che svolgono attività di acquacoltura (vivai, incubatoi, laghetti di pesca sportiva, moltiplicazione di riproduttori, ingrasso per il consumo finale) sono in costante crescita. Nel 2017 hanno superato le 3000 unità. In particolare, un incremento rilevante, sia pure per ridotti valori assoluti, è stato registrato negli allevamenti di crostacei, pressoché triplicati.

La regione con il maggior numero di impianti di acquacoltura, è il Veneto; seguono, notevolmente distanziate, l'Emilia Romagna e il Piemonte. Fra le regioni meridionali, superano i cento impianti solo la Puglia e la Campania (EUMOFA 2018, MIPAAF 2019).

Bibliografia

EUMOFA (2018), *Il mercato ittico dell'UE*, pp. 1-128.

EUMOFA (2019), *Banca dati*, <https://www.eumofa.eu/consumption> (consultato il 18.6.2019).

FAO (2018), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 – Meeting the sustainable development goals*. Rome, pp. 1-227.

MIPAAF (2019), <http://www.politicheagricole.it> (consultato il 4.3.2019).

3. SISTEMA PESCA E ACQUACOLTURA: ASPETTI AMBIENTALI

di *Alfredo Ernesto Di Noia e Giulio Mario Cappelletti*

3.1. Gli impatti ambientali del sistema pesca

Da anni evidenze scientifiche segnalano “effetti critici sulle risorse sfruttate e sulle diverse componenti ecosistemiche interessate dal prelievo alieutico” (MinAmbiente 2017). Il “sistema pesca” nell’incidere sugli ecosistemi, capaci di tollerare fino ad un certo punto le alterazioni della qualità ambientale, genera impatti sulla biodiversità, locale e generale, e sulla disponibilità della stessa risorsa alieutica per la vita degli altri ecosistemi connessi e per il consumo umano. Inoltre, se le risorse alieutiche sono contaminate da molecole e microrganismi che generano effetti tossici per gli esseri umani e per le altre specie animali, ed eco-tossici per gli ecosistemi, si potrebbero registrare conseguenze negative addirittura sulla sicurezza alimentare (ISPRA 2016).

3.1.1. Lo sfruttamento delle risorse alieutiche

La causa principale del sovrasfruttamento delle risorse alieutiche è costituita dall’eccessivo “sforzo di pesca”¹ (FAO 2016, HLPE 2014). Tale sfruttamento ha intaccato la consistenza degli “stock” alterando la composizione e la produttività delle comunità ittiche dei piani infralitorali e circalitorali, in modo così incisivo da aver generato uno “stato di crisi della pesca globale” (Comitato Capitale Naturale 2017), anche in relazione al livello di “Massimo

¹ L’indicatore “sforzo di pesca” può essere stimato, ad esempio, moltiplicando la potenza motore (kW) della flotta navale impiegata per i giorni di pesca.

Rendimento Sostenibile” (MRS)². Ciò ha pregiudicato la rinnovabilità e non inesauribilità delle popolazioni delle specie ittiche tanto che per alcune di loro si è raggiunto lo “stato di sovrasfruttamento” degli stock. Lo “sforzo di pesca” incide molto sulla riduzione dei rendimenti poiché la risorsa ittica è consumata ad una velocità maggiore del suo tempo di rigenerazione.

In questo contesto, la “sostenibilità” della produzione ittica si persegue riducendo la pesca al livello pari o inferiore al MRS e garantendo così l’abbondanza degli stock. Da oltre un secolo la scienza della valutazione e della gestione degli stock ittici orienta la scienza alieutica con l’obiettivo primario di perseguire la sostenibilità degli stock in relazione alla massimizzazione della quantità e del valore delle catture in funzione del minore grado di rischio di depauperamento delle risorse (HLPE 2014).

Negli ultimi decenni l’analisi degli stock marini nel mondo ha mostrato la tendenza verso l’aumento della percentuale di quelli valutati “in stato di sovrasfruttamento”. Dati FAO mostrano che l’andamento dello stock pescato a livelli “biologicamente insostenibili” è passato dal 10% del 1974 al 26% del 1989, fino a raggiungere circa un terzo degli stock mondiali nel 2015. Quindi, gli stock “sovrasfruttati” sono più che triplicati dal 1974 al 2015. L’eccessivo sfruttamento è particolarmente evidente nel Mediterraneo e Mar Nero perché gli stock pescati sfruttati oltre il limite della sostenibilità sono circa due terzi ovvero circa il doppio della media mondiale. La produzione di pesca nel Mediterraneo e Mar Nero ha ottenuto il massimo nella metà degli anni ottanta con 2 Mt. Nel 2014 era scesa a 1,1 Mt per risalire ad 1,3 Mt nel 2015. In modo speculare, le stime evidenziano che gli stock ittici valutati entro livelli “biologicamente sostenibili” presentano una tendenza al ribasso dal 90% del 1974 al 66,9% del 2015, di cui il 59,9% stimati come stock “completamente sfruttati” ed il 7% come “sottoutilizzati” (FAO 2018).

Nel 2013, le dieci specie più “produttive” sono state oggetto della pesca di cattura in acque marine per un livello pari a circa il 27% della produzione mondiale. E la maggior parte di quegli stock sono “completamente sfruttati”. Altri stock sono già in “stato di sovrasfruttamento” e ulteriori aumenti potrebbero essere possibili solo dopo un loro reintegro (con successo). I metodi di pesca sempre più efficienti adottati hanno inciso in modo significativo su molte specie di maggiore valore commerciale, di solito, posizionate ad un livello superiore nella catena alimentare, determinandone una sostanziosa

² Il “massimo rendimento sostenibile” (MRS) è la quantità teorica più elevata di prelievo alieutico annuale esercitabile su uno stock che non compromette lo sfruttamento negli anni successivi.

diminuzione e generando il “fishing down marine food web”³ (Pauly et al. 1998). Tale fenomeno sembra essere in atto anche nel Mediterraneo, almeno dalla metà del XX secolo. Ciò ha già alterato in modo drammatico le catene alimentari marine, in un ambiente marino in cui oltre il 65% degli stock commerciali vengono pescati oltre i limiti della sostenibilità (UNEP/MAP 2012). In particolare, alcune specie, come il tonno rosso (*Thunnus thynnus*) e la cernia (*Epinephelus marginatus*), sono state inserite nella Lista Rossa dello IUCN⁴ (Abdul Malak et al. 2011). Nel Mediterraneo e nel Mar Nero la situazione è allarmante poiché la pesca è in declino con una riduzione della produzione da 2 Mt nel 1982 ad 1,3 Mt nel 2015, con tutti gli stock di nasello (*Merluccius merluccius*) e la maggior parte delle triglie di scoglio (*Mullus barbatus*) in “stato di sovrasfruttamento”, come probabilmente anche i principali stock di sogliola e la maggior parte di quelli di orata (*Sparus aurata* L.). Infatti, nel Mediterraneo gli stock complessivi sono dominati dagli avannotti proprio come indicatore dell’alta pressione di pesca. Se nel futuro tale pressione graverà verso il loro sovrasfruttamento si potrebbero avere impatti sulla sostenibilità e il recupero degli stock, soprattutto per quelle specie con tassi di crescita lenta ed un’età più lunga di maturità (FAO 2018, UNEP/MAP 2012).

Infine, malgrado il notevole sviluppo che ha avuto l’acquacoltura negli ultimi decenni, non si è osservata un’incidenza sulla diminuzione della pesca di cattura tale da incidere sulla riduzione dell’eccessivo sforzo di pesca (Longo et al. 2019).

3.1.2. Altre “minacce” agli stock ittici

Importanti “minacce” agli stock ittici riguardano le *catture accessorie* e la diffusione di *specie non-indigene*. Entrambe hanno in comune la possibilità di determinare l’alterazione della biodiversità marina ed il danneggiamento degli habitat in termini di degradazione dell’ecosistema (HLPE 2014), delle zone transitorie o di estuari, che sono zone cruciali per la crescita degli

³ Il fenomeno caratterizzato dalla predominanza del sistema pesca di specie ittiche collocate ad un livello inferiore della catena alimentare.

⁴ La Lista rossa dell’Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN), creata nel 1948, rappresenta il più ampio database di informazioni sullo stato di conservazione delle specie animali e vegetali di tutto il pianeta. Essa utilizza molteplici criteri di valutazione del rischio di estinzione di migliaia di specie e sottospecie.

avannotti, ai fini dello sviluppo della pesca commerciale e del supporto all'assemblaggio di specie⁵.

La *pesca incidentale o catture accessorie* (non intenzionali) delle specie non bersaglio e di giovanili di specie bersaglio (UNEP/MAP 2012) ha effetti sugli equilibri ecologici con ripercussioni sulla fornitura dei servizi ecosistemici. Si stima che le catture accessorie scartate, perché prive di valore economico, hanno raggiunto un livello superiore a 7 Mt (FAO 2016).

Una particolare tipologia di *catture accessorie* è generata anche dall'acquacoltura quando si basa sulla pesca di individui selvatici, come i riproduttori, o nelle prime fasi di vita ai fini della successiva crescita in condizioni controllate. Gli impatti negativi maggiori riguardano la pesca di specie acquatiche con bassa capacità riproduttiva (Hair et al. 2002) e gli habitat della pesca (HLPE 2014).

Tutte le tipologie di catture accessorie sono correlate ai sistemi di pesca adottati. Infatti, la pesca distruttiva, compresa la pesca a strascico e altri metodi di pesca "invasivi", si traducono in danni nel dominio bentonico, con il raggiungimento dei più alti tassi di "scarto". Inoltre, la disponibilità di celle frigorifero, offrendo l'opportunità di stoccare ingenti quantitativi di pescato, permette alle flottiglie di effettuare bordate di pesca in aree anche molto distanti dalla costa e per interi mesi. Purtroppo la pesca a strascico è stata impiegata molto anche nel Mediterraneo (Sbrana et al. 2003). È stato osservato che l'ammontare degli scarti generati dalla pesca nella parte occidentale del Mediterraneo diminuisce all'aumentare della profondità dei fondali, passando da un 45% a 28% (Carbonell 1997, Carbonell et al. 1998). Nel Tirreno Settentrionale l'ammontare degli scarti è stimato intorno al 22% (Sartor et al. 2003); molto più alto (35%) quello osservato nello Ionio Occidentale (D'Onghia et al. 2003). I veri fattori chiave della generazione di scarti sono le *condizioni* ambientali e le *stagioni*. Per ridurre questo fenomeno complesso e variegato l'UE è intervenuta con diversi regolamenti che riguardano la diminuzione dello "sforzo di pesca". Il Regolamento europeo n. 1380/2013, al fine di preservare le risorse naturali comuni, ha adattato le regole della pesca per garantire *l'accesso equo, la sostenibilità e la redditività* per tutti gli attori del mercato ittico (GUUE 2013). Tra i suoi punti qualificanti ci sono il totale ammissibile di cattura, la licenza di pesca, la gestione della capacità delle imbarcazioni, le dimensioni minime dei pesci e delle maglie delle reti, la progettazione e l'uso delle attrezzature, le zone chiuse o periodi di fermo di pesca e la riduzione dell'impatto ambientale. In parti-

⁵ L'assemblaggio di specie si riferisce alle varie specie che esistono in un habitat particolare.

colare, nel Regolamento si vieta la pratica dei “rigetti in mare”, introducendo (fino al 2019) un graduale obbligo di sbarco pure se viene considerata dispendiosa. Tuttavia essa potrà favorire l’acquisizione di dati più attendibili sulle reali catture, e stimolare una maggiore selettività ed efficacia di pianificazione.

Oltre al più conosciuto fenomeno del bracconaggio e della pesca illegale, un’altra minaccia relativamente recente per il sistema pesca, ma con un elevato impatto ambientale, è la diffusione di specie non-indigene o “aliene”⁶. Negli ultimi anni è aumentata notevolmente nel mar Mediterraneo raggiungendo circa mille specie acquatiche, di cui circa la metà di esse sono ben “stabilite”, con nuove specie introdotte all’incirca ogni dieci giorni. Tali specie si introducono attraverso tre modalità principali (UNEP/MAP 2012):

- l’invasione naturale, attraverso corsi d’acqua come il canale di Suez (per il 47%) o lo Stretto di Gibilterra;
- il trasporto di navi, negli scafi con l’acqua di zavorra (per il 28%);
- l’introduzione intenzionale (e non) con l’acquacoltura (per il 10%), per l’impiego come esca e per gli aquarium (EEA-UNEP 1999).

Alcuni casi emblematici riguardano la diffusione delle specie invasive, come il Barracuda (*Sphyrna viridensis*) e il Pesce serra (*Pomatomus saltator*), che hanno generato impatti ecologici elevati in termini di predazione su specie autoctone e sulle catene alimentari (UNEP/MAP 2012).

Altri significativi impatti ambientali sono generati dalle *operazioni offshore di estrazione di petrolio e di gas, oltre che quelle minerarie*, come pure dall’elevata *concentrazione di microplastiche* negli ambienti marini e dai fenomeni associati ai *cambiamenti climatici*.

L’impatto principale delle operazioni offshore di estrazione di petrolio e gas, e delle propedeutiche indagini sismiche necessarie per gli studi di fattibilità ai fini produttivi, riguarda lo “spostamento” degli stock ittici (durante le migrazioni di deposizione delle uova). Invece, gli impatti locali degli scarichi idrici e chimici dalle piattaforme e delle perdite petrolifere possono causare alterazioni nella biochimica delle risorse alieutiche, sia localmente che in mare aperto. Oltre che la generazione di impatti più drastici generati sia da lavaggi delle petroliere sia da fuoriuscite e perdite di petrolio su larga

⁶ Le specie non-indigene o “aliene” sono organismi che sono inseriti al di fuori dei loro ecosistemi, ovvero in ambienti marini dove potrebbero sopravvivere e successivamente riprodursi. Tali specie sono classificate come “non stabilite”, “stabilite”, “invasive” (in rapido aumento in numeri e gamma), o “nocive” (a rischio) (Occhipinti-Ambrogi e Galil 2004).

scala che possono danneggiare gravemente l'habitat e compromettere i servizi eco-sistemici. Proprio come è successo nel 2010 a seguito dello scoppio della piattaforma petrolifera Deepwater nel Golfo del Messico che ha generato effetti tossici sulla popolazione ittica (Brette et al. 2017).

Un'altra tipologia di pressione ambientale per il sistema pesca è costituita dai *rifiuti marini*, generati in misura maggiore dalle famiglie, oltre che le strutture turistiche, le discariche comunali, le navi e le imbarcazioni da diporto. Una grande percentuale di rifiuti marini è composta da materiale plastico (UNEP 2009) che produce impatti di grandi dimensioni sull'ambiente, come l'impigliamento di animali marini nella plastica e la sua ingestione (EEA-UNEP 2006). Come pure l'elevata *concentrazione delle micro-plastiche negli ambienti marini* che è entrata nella catena alimentare in modo così pervasivo che addirittura gli organismi dei mari profondi le stanno ingerendo (Taylor et al. 2016). Per contrastare questi fenomeni sono state formulate proposte di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio tese a ridurre l'incidenza di prodotti di plastica sull'ambiente, con l'implementazione dell'approccio dell'economia circolare (COM 2018a, COM 2018b). Con una Risoluzione del Parlamento Europeo (non vincolante) si "invita la Commissione a introdurre un divieto delle microplastiche nei cosmetici, nei prodotti per la cura personale, nei detersivi e nei prodotti per la pulizia entro il 2020" (RIS 2018). Divieto che era stato già fissato in Italia nella *Legge di Bilancio per il 2018* (GURI 2017). Di recente è stata approvata la Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio che ha definito dei divieti e delle restrizioni dal 2021 nel mercato UE di determinati prodotti di plastica (come ad es. bastoncini cotonati, posate, piatti, cannucce, ecc.) per prevenire e ridurre l'incidenza sull'ambiente e promuovere la transizione verso un'economia circolare (GUUE 2019).

Infine, i noti fenomeni associati ai *cambiamenti climatici* possono influenzare in modo importante la produttività del sistema pesca perché le specie animali acquatiche sono "poichilotermiche" (Cochrane et al. 2009, IPCC 2013). Infatti, le stime indicano una diminuzione della produttività a latitudini medio-basse (sud e sud-est Asiatico, sud-ovest Africa, Perù ed alcuni Paesi in via di sviluppo come le piccole isole tropicali) (Barange et al. 2014, IPCC 2013). Gli impatti dei cambiamenti climatici potrebbero mettere a rischio la sicurezza alimentare in particolare per le popolazioni per le quali i prodotti della pesca rappresentano un alimento centrale della dieta (Cochrane et al. 2009, FAO 2018, Garcia e Rosenberg 2010, HLPE 2012, IPCC 2013).

3.2. Le pressioni ambientali causate dal sistema acquacoltura

Le previsioni della produzione di risorse alieutiche dal sistema acquacoltura indicano un aumento costante. Cosa che è fonte di preoccupazioni tra gli esperti per le pressioni sulle risorse naturali delle attività a esse collegate (MinAmbiente 2017, Wijkstrom 2012). Pressioni che variano in funzione delle specie allevate, del sistema di allevamento, del sito produttivo e del tipo di risorse idriche impiegate. Nella Tabella 3.1 si osserva la relazione diretta tra le tipologie di pressioni del sistema e le possibili cause. Il *sistema di allevamento estensivo* esercita pressioni ambientali limitate e di modesta entità. Mentre quello *intensivo* aperto (in gabbia e in vasche a flusso continuo) esercita molteplici pressioni ambientali di natura diversa, sugli ecosistemi acquatici e sulla biodiversità, come ad esempio la diffusione di malattie virali e batteriche significative e parassiti tra pesci, molluschi e crostacei (DIP-NET 2007). I sistemi semi-aperti limitano le attività terrestri verso centri d'incubazione, con la maggior parte della crescita che si svolge in gabbie offshore (maricoltura). Verso questa tipologia di sistema si è rivolta l'attenzione della maggioranza delle aziende agricole dell'acquacoltura mediterranea, per alcune specie di particolare importanza, tra cui le *orate di mare* (UNEP/MAP 2012).

Quindi, diventa necessario selezionare aree/zone con buone condizioni idrodinamiche e/o con una distanza adeguata tra il fondale marino e la base della gabbia, anche perché l'impatto delle pressioni si attesta tra il livello medio e alto (Tabella 3.2) (Cataudella e Spagnolo 2011).

Questo anche perché alcune pressioni generate da fattori interrelati come l'aumento delle temperature generati dai cambiamenti climatici, l'acidificazione degli oceani, oltre che l'uso eccessivo di antibiotici, la dipendenza dagli stock di pesci selvatici per i mangimi e la cattiva governance potrebbero provocare una brusca frenata al costante aumento della produzione da acquacoltura. Addirittura si stima nel 2050 per Paesi del sud-est asiatico una riduzione consistente pari al 30% della produzione alieutica (McVeigh 2019).

Infine, gli impianti necessitano di uno stretto controllo del bilancio di azoto e fosforo perché si determinano elevate immissioni o sottrazioni di nutrienti con i relativi gravi *fenomeni di eutrofizzazione e di riduzione dell'ossigeno disciolto, e di alterazione della biodiversità locale*. Per il 2016 l'ISPRA ha stimato il bilancio netto di azoto in oltre 1.002 t/a ed oltre 216 t/a di fosforo immesse nelle acque italiane dalle attività di allevamento ittici,

con un incremento rispetto al 2014 (ultimo dato disponibile) pari rispettivamente a circa il 26% e 22% (ISPRA 2019).

Tab. 3.1 – Tipologie di pressioni causate dal sistema acquacoltura e le possibili origini

Pressioni	Cause
Sedimentazione	Carico particolato organico: <ul style="list-style-type: none"> - Materiale fecale - Detriti di organismi incrostanti - Organismi morti in decomposizione - Carico di materia organica disciolta - Decomposizione mangime non consumato
Cambiamenti nei processi biochimici	Carichi di azoto e fosforo da prodotti di escrezione Elementi in traccia di micronutrienti da materiale fecale e da mangime non consumato
Interazioni con specie selvatiche	Fuga accidentale di pesci di allevamento Rilascio involontario di gameti/larve Scambio di agenti patogeni trasmissibili (parassiti, batteri, virus) Rilascio volontario di pesci allevati per il ripopolamento
Uso di sostanze chimiche	Residuo antibiotici nel materiale fecale e nel mangime non consumato Composti di rame nei trattamenti antivegetativi Disinfettanti e chemioterapici per i trattamenti
Prelievo di forme selvatiche	Prelievo di larve, giovanili, sub-adulti e adulti di varie specie
Trasmissione/amplificazione malattie (autoctoni / esotici)	Parassiti e patogeni indigeni e parassiti e patogeni esotici Movimentazione di materiale infetto Elevate densità di allevamento Mancata applicazione di piani di biosicurezza e buone prassi igieniche Condizioni ambientali favorevoli
Diffusione di specie esotiche	Introduzione intenzionale o accidentale di specie esotiche e organismi associati Parassiti ed agenti patogeni esotici
Controllo dei predatori	Popolazione di uccelli ittiofagi, mammiferi marini
Uso delle risorse della pesca (piccoli pelagici) nei mangimi	Aumento della pressione della pesca disponibile negli stock selvatici (piccoli pesci pelagici) per farina e olio di pesce Elevati fabbisogni di farina e olio di pesce per la formulazione di mangimi

Fonte: (MinAmbiente 2017)

Tab. 3.2 – Pressioni ambientali dell’acquacoltura con il sistema semi-aperto in gabbie

Pressioni	Livello			
	alto	medio	basso	trascurabile
Sedimentazione:				
carico organico		X		
torbidità		X		
Cambiamenti dei processi biochimici:				
ossigeno (O ₂) disciolto	X			
nutrienti	X			
Interazioni con le popolazioni selvatiche		X		
Uso di prodotti chimici	X			
Prelievo di forme selvatiche			X	
Trasmissione/amplificazione di patogeni (autoctoni/esotici)		X		
Diffusione di specie aliene		X		
Controllo dei predatori	X			
Utilizzo risorse della pesca (piccoli pelagici) per mangimi	X			

Fonte: ns. elaborazione da Cataudella e Spagnolo (2011)

3.2.1. Sostenibilità acquacoltura e altri sistemi di produzione zootecnica

Il Piano strategico per l’acquacoltura (MIPAF 2015) stima che al 2025 in Italia la produzione da acquacoltura possa superare il traguardo delle 200.000 t. Di conseguenza, nella realizzazione di impianti diventa una “necessità” il conseguimento di obiettivi di sostenibilità affinché non ci sia un peggioramento delle pressioni ambientali. L’acquacoltura europea si basa già sul principio dello sviluppo sostenibile, che si declina, tra l’altro, nella protezione dell’ambiente, la conservazione delle risorse e la diversità genetica. Infatti, la sostenibilità potrebbe significare la riduzione dello stress da allevamento, la valorizzazione di sistemi estensivi, le produzioni biologiche certificabili, il riciclo e depurazione naturale delle acque di scarico, capacità dell’ambiente di smaltire autonomamente il carico di nutrienti dei mangimi e delle deiezioni dei pesci senza generare inquinamento e patologie.

La sostenibilità ambientale raggiunta dai sistemi dell’acquacoltura è maggiore rispetto ad altri sistemi di produzione zootecnica (avicolo, suinicolo e bovino). L’acquacoltura sembra essere più efficiente, in termini di domanda di risorse e generazione di esternalità ambientali e performance. Ad esempio, le “emissioni” di azoto e fosforo (in termini di kilogrammo di azoto e di

fosforo per tonnellata di proteina prodotta) generate da pesce da acquacoltura sono molto più basse (rispettivamente pari a 360 e 48) se confrontate con i sistemi di produzione di bovini (1200 e 180) e suini (800 e 120) e leggermente superiore a quello avicolo (300 e 40). Inoltre, l'allevamento di molluschi bivalvi assorbono anche le emissioni di azoto e fosforo da altri sistemi (-27 e -29) (Brummett 2013).

Un risultato quasi analogo è stato riscontrato dal confronto dell'*impronta di carbonio*⁷ (IC) *rapportata al contenuto proteico* dei sistemi zootecnici per bovini, suini, pollame e pesci, da pesca e da acquacoltura (Tabella 3.3). L'allevamento avicolo ha il valore medio più basso della IC. L'allevamento bovino e la produzione della pesca risultano significativamente più impattanti rispetto a quella da acquacoltura. Il confronto mostra che la produzione di pesci da acquacoltura è la tipologia di sistema zootecnico più "conveniente" dal punto di vista ambientale, subito dopo quello avicolo, e al pari di quello suinicolo.

Tab. 3.3 – Confronto dell'Impronta di carbonio⁸ (IC) e del contenuto proteico tra diversi sistemi zootecnici

	IC (kg CO ₂ -eq/kg di proteine)	Contenuto proteico (%)	Rapporto
Bovino	342,5 (a)	20	(a/e) = 8,7
Suino	37,5 (b)	20	(b/e) = 0,9
Pollame	20 (c)	20	(c/e) = 0,5
Pesce da cattura	272 (d)	16-20	(d/e) = 6,9
Pesce da allevamento	39,5 (e)	17-20	(e/e) = 1,0

Fonte: ns. elaborazione da Nijdam et al. (2012)

Bibliografia

Abdul Malak D., Livingstone S.R., Pollard D., Polidoro B.A., Cuttelod A., Bariche M., Bilecenoglu M., Carpenter K.E., Collette B.B., Francour P., Goren M., Hichem Kara M., Massutí E., Papaconstantinou C., Tunesi L. (2011), *Overview of the Conservation Status of the Marine Fishes of the Mediterranean Sea*, Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. vii + 61 pp.

⁷ L'impronta di carbonio valuta le emissioni dei gas a effetto serra responsabili dei cambiamenti climatici, misurate in massa di CO₂ equivalente.

⁸ L'impronta di carbonio valuta le emissioni dei gas a effetto serra espresse come kilogrammi di CO₂ equivalente.

- Barange M., Merino G., Blanchard J.L., Scholtens J., Harle J., Allison E.H., Allen J.I., Holt J., Jennings S. (2014), "Impacts on climate change on marine ecosystem production in societies dependent on fisheries", *Nature Climate Change*, 4: 211-216. DOI: 10.1038/NCLIMATE2119.
- Brette F., Shiels H.A., Galli G.L.J., Cros C., Incardona J.P., Scholz N.L., Block B.A. (2017), "A Novel Cardiotoxic Mechanism for a Pervasive Global Pollutant", *Nature Scientific Report*, 1-9.
- Brummett R. (2013), *Growing Aquaculture in Sustainable Ecosystems*, The World Bank, Agriculture and environmental services department, Notes, Issue 5, June.
- Carbonell A. (1997), *Discards of the Western Mediterranean trawl fleets*, Final Report to the General Directorate for Fisheries, EC DGXIV, Project MED/94/027.
- Carbonell A., Martin P., De Ranieri S., WEDIS team (1998), "Discards of the Western Mediterranean trawl fleet", *Rapp. Comm. inter. Mer. Médit.*, 35: 392-393.
- Cataudella S., Spagnolo M. (a cura di) (2011), *The state of Italian marine fisheries and aquaculture*, Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (MiPAAF), Rome (Italy), p. 620.
- Cochrane K., De Young C., Soto D., Bahri T. (2009), *Climate change implications for fisheries and aquaculture: overview of current scientific knowledge*, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 530, Rome, FAO, pp. 212.
- COM (2018a), *Strategia europea per la plastica nell'economia circolare*, COM(2018) 28 final del 16.01.2018.
- COM (2018b), *Proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente*, Commissione Europea, COM(2018) 340 final del 28.5.2018.
- Comitato Capitale Naturale (2017), *Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia*, Roma.
- DIP-NET (2007), *Disease interactions and pathogen exchange between farmed and wild aquatic animals population - a European network (EU FP6 priority 8 SSP), Review of disease interactions and pathogen exchange between farmed and wild finfish and shellfish*, in (Europe, Raynard R., Wahli T., Vatsos I. and Mortensen S., eds.), Veterinærmedisinsk Oppdragscenter AS. VESO, Oslo, Norway: p.459.
- D'Onghia G., Mastrototaro F., Matarese A. (2003), "Biodiversity of the Upper Slope Demersal Community in the Eastern Mediterranean: Preliminary Comparison Between Two Areas With and Without Trawl Fishing", *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 263-273.
- EEA-UNEP (1999), *State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment*, European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA-UNEP (2006), *Priority Issues in the Mediterranean Environment*, European Environment Agency, Copenhagen.
- FAO (2016), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*, Rome, pp. 1-200.
- FAO (2018), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*, Rome, pp. 1-227.
- Garcia S.M., Rosenberg A.A. (2010), "Food security and marine capture fisheries: characteristics, trends, drivers and future perspectives", *Philosophical Transactions of The Royal Society B -Biological Sciences*, 365(1554): 2869-2880.

- GURI (2017), *Bilancio di previsione dello Stato per l'anno finanziario 2018 e bilancio pluriennale per il triennio 2018-2020*, Legge 27 dicembre 2017, n. 205, Gazzetta Ufficiale n. 302 del 29.12.2017.
- GUUE (2013), Regolamento (UE) n. 1380/2013 del Parlamento europeo e del Consiglio dell'11 dicembre 2013 relativo alla politica comune della pesca, Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea del 28.12.2013.
- GUUE (2019), Direttiva (UE) 2019/904 del Parlamento europeo e del Consiglio del 5 giugno 2019 sulla riduzione dell'incidenza di determinati prodotti di plastica sull'ambiente, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 155/1 del 12.6.2019.
- Hair C.A., Bell J.D., Doherty P.J. (2002), *The use of wild-caught juveniles in coastal aquaculture and its application to coral reef fishes*, in (R.R. Stickney and J.P. McVey, eds.), *Responsible marine aquaculture*, Wallingford, UK, CABI, pp 327-353.
- HLPE (2012), *Food security and climate change, A report by the High Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*, Rome.
- HLPE (2014), *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*, Rome, pp. 1-119.
- IPCC (2013), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, in (T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley, eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1535.
- ISPRA (2016), *Dati sull'ambientali 2016*, ISPRA, Roma.
- ISPRA (2019), *Dati sull'ambiente (Annuario dei dati ambientali 2018)*, Stato dell'ambiente 85/2019, marzo 2019, Roma.
- Longo S.B., Clark B., York R., Jorgenson A.K. (2019), "Aquaculture and the displacement of fisheries captures", *Conservation Biology*, First published 04 February.
- McVeigh K. (2019), *Climate crisis and antibiotic use could 'sink' fish farming industry – report*, www.theguardian.com (consultato il 12.6.2019).
- MinAmbiente (2017), *Relazione Stato Ambiente 2016*, Ministero Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- MIPAF (2015), *Piano strategico per l'acquacoltura in Italia 2014-2020*, Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali, Roma.
- Nijdam D., Rood T., Westhoek H. (2012), "The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes", *Food Policy*, 37: 760-770.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F. (1998), "Fishing down marine food webs", *Science*, 279(5352): 860-863.
- RIS (2018), *Una strategia europea per la plastica nell'economia circolare. Risoluzione del Parlamento europeo del 13 settembre 2018 su una strategia europea per la plastica nell'economia circolare (2018/2035(INI))*, Parlamento Europeo, P8_TA-PROV(2018)0352.

- Sartor P., Sbrana M., Reale B. (2003), "Impact of the Deep Sea Trawl Fishery on Demersal Communities of the Northern Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean)", *Journal Northwest Atlantic Fishery Science*, 31: 275-284.
- Sbrana M., Sartor P., Belcari P. (2003), "Analysis of the factors affecting crustacean trawl fishery catch rates in the Northern Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean)", *Fisheries Research*, 65: 271-284.
- UNEP (2009), *Marine litter - a global challenge*, UNEP, Nairobi.
- UNEP/MAP (2012), *State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment*, UNEP/MAP - Barcelona Convention, Athens, pp. 96.
- Occhipinti-Ambrogi A., Galil B. (2004), "A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool?", *Marine Pollution Bulletin*, 49, 688-694.
- Taylor M.L., Gwinnett C., Robinson L.F., Woodall L.C. (2016), "Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms", *Nature Scientific Report*, 1-9.
- Wijkstrom U.N. (2012), *Is feeding fish with fish a viable practice?*, in R.P. Subasinghe, J.R. Arthur, D.M. Bartley, S.S. De Silva, M. Halwart, N. Hishamunda, C.V. Mohan, P. Sorgeloos (eds.), *Farming the waters for people and food*, pp. 33-55. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010. Phuket, Thailand. 22-25 September 2010. Rome, FAO, and Bangkok, NACA.

4. PESCA E ACQUACOLTURA: POLITICHE GLOBALI E NAZIONALI, CERTIFICAZIONI

di *Alfredo Ernesto Di Noia** e *Giulio Mario Cappelletti***

4.1. La “governance” della pesca e dell’acquacoltura

La necessità di una “governance” della pesca e dell’acquacoltura è diventata strategica ai fini della sostenibilità ambientale, economica e sociale.

La gestione convenzionale non considerava le esternalità e gli impatti di altri driver, quali le attività umane e gli aspetti ambientali. Invece, ne tiene conto l’*approccio eco-sistemico alla pesca* (EAF – Ecosystem approach to fisheries). Analogo approccio è stato sviluppato per le attività di acquacoltura (EAA – Ecosystem approach to aquaculture). In tal modo l’acquacoltura risulta efficacemente integrata nella pianificazione locale, con l’adozione di meccanismi di coinvolgimento di produttori ed autorità di regolamentazione. Con l’aumento delle attività nelle zone costiere e marine sono emersi approcci che integrano tutti i settori, come la *gestione basata sull’ecosistema* (EBM – Ecosystem Based Management). In particolare, tale approccio multisettoriale sta acquistando interesse poiché gestisce le attività umane che stanno crescendo notevolmente anche in aree offshore (estrazione mineraria e olio, spedizione, della pesca, maricoltura, ecc.). L’EBM mostra come i diversi attori istituzionali / stakeholder possono partecipare nella gestione integrata, cogliendo l’opportunità di partecipare ai processi di sviluppo economico e beneficiarne. Questo approccio richiede uno “strato di governance” per affrontare il coordinamento intersettoriale senza rinunciare alla fondamentale buona governance settoriale. Esempi di accordi di governance sono ancora pochi: in Norvegia sono stati sviluppati piani di gestione integrata per il mare di Barents e il mare di Norvegia attraverso un sistema multisettoriale

* Autore dei paragrafi 4.1, 4.2 e 4.3.

** Autore dei paragrafi 4.4, 4.4.1 e 4.4.2.

di gruppi guidati da un team con funzioni direttive, coordinato dal Ministero dell'ambiente (con responsabilità generale dell'attuazione) (FAO 2016). Tale approccio ha origine dal capitolo 17 dell'Agenda 21 e suggerisce che lo sviluppo sostenibile sia perseguito attraverso programmi di Gestione Integrata delle Zone Costiere¹.

4.2. Politiche globali per la tutela delle risorse ittiche e degli ecosistemi acquatici

Tra i molteplici “strumenti” elaborati, ed in corso di implementazione, nell'ambito delle politiche globali per la tutela delle risorse ittiche e degli ecosistemi acquatici, quelli più significativi sono:

- il “Codice di condotta per la pesca responsabile” (Code of Conduct for Responsible Fisheries) (Codice) (FAO 1995);
- la “Blue Growth Initiative” (BGI) della FAO (FAO 2016);
- l'Agenda per lo sviluppo sostenibile del 2030 dell'ONU (Agenda 2030) (UN 2015).

Dalla Conferenza sull'Ambiente e lo Sviluppo delle Nazioni Unite, di Rio de Janeiro del 1992, i Paesi partecipanti manifestavano un interesse per la tutela degli ecosistemi acquatici e per la pesca “responsabile”. Ciò è riscontrabile nell'inserimento in Agenda 21 dei capitoli 14 (Promozione dell'agricoltura sostenibile e dello sviluppo rurale), 17 (Protezione degli oceani, tutti i tipi di mari e aree costiere) e 18 (Protezione della qualità delle acque, gestione integrata e approvvigionamento delle risorse idriche). Nel 1995 proprio questi capitoli sono stati apripista per la definizione in sede FAO del Codice caratterizzato dalla descrizione del «*comportamento per pratiche responsabili al fine di garantire l'efficace conservazione, gestione e sviluppo delle risorse acquatiche viventi, con il dovuto rispetto per l'ecosistema e la biodiversità*» (FAO 2016).

Nella Conferenza sullo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite del 2012 (“Rio+20”), il Codice è stato considerato ancora a livello mondiale come strumento maggiormente accettato in tema di pesca “responsabile” (FAO 2016). Durante la stessa Conferenza Rio+20 è stato condiviso l'obiettivo di valorizzare la “blu economy”. Così nel 2013, in seno alla FAO, è stata elaborata la

¹ La *Gestione Integrata delle Zone Costiere* è «un processo dinamico e continuo per promuovere lo sviluppo sostenibile delle aree costiere e realizzare un equilibrio tra crescita economica, utilizzo antropico delle risorse naturali presenti nel territorio e tutela ambientale degli ecosistemi costieri» (Cantasano 2013).

BGI come approccio che cerca di migliorare sia l'attuazione del Codice che l'approccio eco-sistemico alla pesca e l'acquacoltura (EAF/EAA).

Nel settembre del 2015 l'Agenda 2030 è stata adottata dai 193 Stati membri dell'ONU che hanno preso impegni per sfamare 10 miliardi di persone circa entro il 2050 in un contesto di cambiamento climatico, di incertezza economica e finanziaria e con una crescente competizione per le risorse naturali.

L'Agenda 2030 rappresenta un vero e proprio piano di azione in cui sono stabiliti i 17 Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (OSS) da perseguire, con i relativi target ed indicatori di prestazione per guidare le azioni dei governi, agenzie internazionali, società civile e altre istituzioni (UN 2015). Diversi OSS (2, 6, 12, 14, 15 e 17) sono rilevanti per il settore pesca e acquacoltura. In particolare l'OSS 14 riguarda direttamente le risorse marine e servizi ecosistemici marini. Oltre a rappresentare delle misure di attuazione del Codice, l'OSS 14 ha alcune implicazioni sovrapponibili alla BGI (FAO 2016). Nel marzo 2016, la Commissione statistica delle Nazioni Unite ha stabilito il set di indicatori globali per misurare e monitorare progressi a livello globale l'attuazione degli OSS, tra cui quelli che riguardano la pesca, di cui è responsabile la FAO (FAO e SDG 2017). Nel 2017 l'ONU ha aggiornato gli OSS, e in particolare l'OSS 14 (UN 2017). L'Italia ha approvato la "Strategia nazionale per lo Sviluppo Sostenibile" ad ottobre del 2017.

Degne di nota sono le iniziative specifiche realizzate per facilitare il raggiungimento degli OSS nell'ambito della "FAO/GEF Coastal Fisheries Initiative" (CFI)²(FAO 2016) e per monitorare i risultati raggiunti annualmente (FAO 2018, UN 2018).

4.3. La "Politica Comune della Pesca" ed il recepimento a livello nazionale

L'Unione Europea (UE), per raggiungere l'obiettivo del contenimento dell'impatto della pesca, si è dotata della nuova Politica Comune della Pesca (PCP) emanando il Regolamento (UE) n. 1380/2013 (GUUE 2013) che è entrato in vigore dal 01/01/2014 (e già emendato in piccola parte con il Regolamento UE n. 812/2015) (GUUE 2015). La PCP, ai fini degli stock marini, ha definito gli obiettivi ad un livello di sostenibilità già al 2015 con una deadline tassativa per il 2020. Essa prevede anche l'eliminazione degli sprechi derivanti dal rigetto in mare, il miglioramento delle conoscenze scientifiche riguardanti lo stato degli stock e l'assunzione di responsabilità nelle acque dei paesi terzi. Storie di successo nella ricostruzione degli stock erano

già riscontrabili in UE dove fino al 70% degli stock valutati hanno evidenziato una tendenza dei tassi di pesca decrescente oppure l'incremento della consistenza degli stock nell'Atlantico nord-orientale (Fernandes e Cook 2013). Tuttavia, alcune questioni sono state sollevate in relazione alla “delocalizzazione del sovrasfruttamento”. Nei Paesi sviluppati, come quelli dell'UE, i limiti di cattura degli *stock sovrasfruttati* hanno provocato una riduzione della produzione di pesce domestico che è stato ampiamente compensato dall'aumento delle importazioni dei prodotti ittici dai Paesi in via di sviluppo (Mulazzani e Malorgio 2015), anche attraverso accordi bilaterali o privati di pesca, oltre a quelli per la pesca in alto mare. Ad esempio, più di un quarto del pesce catturato da flotte pescherecce dei Paesi UE è effettivamente pescato al di fuori delle proprie acque territoriali. Infatti, non sono stati adottati limiti nei Paesi emergenti, poiché hanno carenza di informazioni necessarie per stimare lo stato di uno stock, se non fin quando assistono al suo collasso totale, a differenza dei Paesi sviluppati che sono capaci di realizzare censimenti dettagliati e regolari degli stock² (Ye e Gutierrez 2017).

Altri strumenti comunitari sono la Politica Marittima Integrata (COM 2007), la Direttiva Quadro Strategia Marina (*Marine Strategy Framework Directive - MSFD, Directive 2008/56/EC*) (GUUE 2008), la Blue Growth (COM 2012) e la Direttiva 2014/89/UE (GUUE 2014) relativa alla Pianificazione dello Spazio Marittimo. La MSFD è sinergica con la PCP ed ha l'obiettivo di raggiungere anche, entro il 2020, un buon stato ambientale (*Good Environmental Status – GES*) nelle acque marine europee.

Tra le strategie di mitigazione dell'impatto della pesca adottate dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali (MIPAAF) ci sono le raccomandazioni per un “Approccio ecosistemico alla gestione della pesca” (FAO 2001) per un “Approccio precauzionale della pesca” (FAO 1996), oltre che il suddetto Codice.

In Italia, la Legge 154/2016 (GURI 2016) ha modificato in parte il D.Lgs. 4/2012 (GURI 2012) recependo i suddetti strumenti normativi dell'Unione Europea, ed ha introdotto la Politica Comune per la Pesca. Tale legge è entrata in vigore il 25 agosto 2016.

² Ci sono delle perplessità sollevate dagli esperti in relazione alle metodologie usate per la valutazione degli stock e alla reale efficacia delle relative strategie delle loro ricostituzioni. Si osserva ancora un disaccordo sul “dove” e in che “misura” le risorse vengono utilizzate a livelli insostenibili, e si afferma che ciò dipenderebbe dalle semplificazioni, dagli errori metodologici e dalle lacune notevoli di dati, e da un loro uso e/o interpretazione inappropriato (HLPE 2014).

4.4. Le certificazioni nel settore ittico

4.4.1. Aspetti generali sulla qualità

A tutela sia del consumatore sia del produttore, il soggetto pubblico ha regolamentato la produzione e la commercializzazione dei prodotti di acquacoltura. Esistono, pertanto, un insieme di norme di diverso livello: locale (regolamenti comunali, regionali, ecc.), statale (decreti legge, decreti legislativi), comunitario (pacchetto igiene), internazionale (WTO, codex alimentarius). Queste norme garantiscono la sicurezza alimentare lungo tutta la filiera produttiva dell'acquacoltura, prevedendo sistemi di autocontrollo, di rintracciabilità e di HACCP.

Nel settore dell'acquacoltura, per garantire buoni standard di qualità dei pesci allevati, i produttori applicano delle misure che implicano il controllo dei diversi aspetti dell'allevamento.

I fattori più importanti presi in considerazione sono:

- le caratteristiche delle acque nell'impianto;
- la densità del materiale ittico;
- la tecnica e l'ambiente di allevamento;
- l'alimentazione;
- l'aspetto igienico-sanitario;
- le patologie e i sistemi di profilassi.

Per ottenere igiene e qualità del prodotto ittico è necessario porre attenzione nell'impianto, in particolare sui seguenti aspetti:

- tipo di vasche o gabbie per le diverse fasi del ciclo produttivo;
- strutture per la stabulazione, pesatura e caricamento sui mezzi di trasporto utilizzati;
- presenza di impianti fissi per lo stoccaggio e di distribuzione del mangime;
- edifici atti ad ospitare gli spogliatoi e i servizi igienici del personale, uffici, magazzini, eventuale laboratorio per la lavorazione del pesce, laboratori per analisi di autocontrollo, celle frigorifere.

Anche il personale contribuisce al raggiungimento degli obiettivi di qualità del prodotto, pertanto è importante la sua formazione e il coinvolgimento sulle procedure di biosicurezza.

Di grande utilità è l'informatizzazione dell'azienda, al fine di eseguire un controllo automatico e continuo dei parametri dell'acqua o della distribuzione automatica del mangime, in modo da ridurre i rischi connessi alle predette attività svolte. Gli impianti devono essere progettati e disposti in modo

da favorire le buone pratiche di allevamento, impedendo contaminazioni tra e durante le operazioni.

Le norme di riferimento possono individuarsi nei regolamenti CE n. 852/2014 e n. 853/2004 sull'igiene dei prodotti alimentari (HACCP) (AA.VV. 2019).

4.4.2. Le certificazioni di sistema

UNI EN ISO 9001:2015

Al fine di certificare un sistema è possibile fare riferimento alla norma UNI EN ISO 9001:2015 che definisce i modi per conseguire, nonché per misurare, la performance costante della fornitura di prodotti e servizi.

Il certificato di conformità alla norma UNI EN ISO 9001:2015 assicura la capacità dell'azienda di strutturarsi e gestire le proprie risorse e i propri processi in modo da riconoscere e soddisfare i bisogni dei clienti così come quelli cogenti, ma anche l'impegno a migliorare continuamente la qualità (ISO 2019).

UNI EN ISO 22000:2018

La norma UNI EN ISO 22000:2018 trova applicazione anche nel settore dell'acquacoltura e attesta la capacità dell'azienda di gestire e controllare i rischi per la sicurezza alimentare correlati alla produzione. La norma copre tutti gli elementi chiave per garantire la sicurezza alimentare, come la comunicazione interattiva, il sistema di gestione qualità, l'attuazione di programmi dei pre-requisiti e la continua revisione e miglioramento del sistema stesso.

La norma ISO 22000 incorpora i principi dell'HACCP ed è compatibile con i sistemi di gestione della qualità ISO 9001, rendendo così conveniente l'implementazione di un sistema completo per la gestione della sicurezza alimentare (ISO 2019).

Norme della serie ISO 14000

L'intera serie ISO 14000 fornisce strumenti manageriali per le organizzazioni che vogliano porre sotto controllo i propri aspetti ed impatti ambientali e migliorare le proprie prestazioni in tale campo. Attraverso il rispetto dei requisiti dettati da queste norme, una organizzazione può ridurre l'impatto ambientale relativo allo svolgimento della sua attività.

L'ISO 14001:2015 è la norma che può essere attuata da qualsiasi tipo di organizzazione che intenda conseguire un miglioramento nell'esercizio delle

proprie attività attraverso l'adozione di un sistema di gestione ambientale (ISPRA 2019).

Nel settore dell'acquacoltura, le imprese concorrono in modo determinante all'inquinamento ambientale, essa risulta quindi di grande importanza.

Persegue obiettivi simili alla norma ISO 14001 il Reg. CE 1221 del 2009 (c.d. EMAS). Al momento, però, non ci sono ancora in Italia aziende di acquacoltura certificate con questo schema (ISO 2019).

Un'ulteriore norma della serie ISO 14000 è la ISO 14040 che riguarda la valutazione del ciclo di vita di un prodotto o di un servizio³.

UNI EN ISO 22005:2008 – Rintracciabilità nell'ambito della filiera dell'acquacoltura

Nell'ambito delle certificazioni volontarie rientra la certificazione della rintracciabilità nell'ambito della filiera, disciplinata dalla norma UNI EN ISO 22005:2008 e che può essere applicata anche al settore dell'acquacoltura (ISO 2019). La norma fissa i requisiti per la gestione della rintracciabilità di filiera e coinvolge quindi una pluralità di soggetti coinvolti, dalle aziende di acquacoltura fino ai rivenditori al dettaglio (Pulvirenti e De Giorgio 2017).

In Italia numerose aziende di acquacoltura hanno ottenuto tali certificazioni di sistema volontarie (Tabella 4.1).

Tab. 4.1 – Numerosità certificazioni di sistema nel settore dell'acquacoltura

Schema di certificazione	N. aziende
ISO 9001:20015	150
ISO 14001:2009	68
ISO 22000:2018	4
ISO 22005:2008	3

Fonte: www.accredia.it (consultato il 3.3.2019)

4.4.3. Le certificazioni di prodotto

La certificazione di prodotto attesta con ragionevole certezza che il prodotto è conforme ai requisiti prescritti da un disciplinare o da un atto normativo. L'oggetto di tale certificazione riguarda le caratteristiche del prodotto

³ Si rinvia al capitolo 6 del presente volume per maggiori approfondimenti.

mentre l'obiettivo è la soddisfazione e la rassicurazione dei consumatori circa la corrispondenza tra le caratteristiche intrinseche del prodotto e quanto dichiarato. Le principali certificazioni di prodotto sono: la Denominazione di Origine Protetta (D.O.P.), l'Indicazione Geografica Protetta (I.G.P.), le Specialità Tradizionali Garantite (S.T.G.), la certificazione di prodotto biologico.

Denominazione di Origine Protetta (D.O.P) in acquacoltura

La Denominazione di Origine Protetta (D.O.P.) è il nome di una regione, di un luogo determinato o, in casi eccezionali di un paese, che serve a designare un prodotto originario di tale regione, di tale luogo determinato o di tale paese, in cui tutte le fasi del processo produttivo avvengono nell'area geografica delimitata. Inoltre, occorre che la qualità e le caratteristiche del prodotto siano dovute essenzialmente o esclusivamente all'ambiente geografico, comprensivo dei fattori naturali ed umani (Reg. CE 1151/2012).

La D.O.P. esprime un legame molto forte tra caratteristiche e qualità del prodotto d'acquacoltura e il territorio. Deve esservi un legame fortissimo e oggettivo tra le caratteristiche della specie acquicola allevata e la sua origine geografica. Inoltre, ogni fase del processo produttivo, come prova d'origine, deve essere monitorata documentando per ognuna i prodotti in entrata e in uscita. Per poter beneficiare di tale denominazione di origine, i prodotti devono essere conformi ad un disciplinare che fissa le regole per ottenere l'attestazione e che dev'essere redatto in modo tale che un organismo indipendente "soggetto terzo" possa certificare, sulla base di controlli analitici e di routine, l'applicazione corretta delle norme e delle procedure e garantire i parametri di qualità del prodotto ottenuto.

In Italia i prodotti di acquacoltura D.O.P. sono:

- la "tinca gobba dorata dell'altopiano del Poirino", la cui zona di produzione include alcuni comuni delle province di Torino, Asti e Cuneo;
- la "cozza di Scardovari", la cui zona di allevamento è la Sacca di Scardovari, ubicata nel comune di Porto Tolle, in provincia di Rovigo (MIPAAF 2019).

Indicazione Geografica Protetta (I.G.P.)

Un'altra *denominazione di origine* è l'Indicazione Geografica Protetta (I.G.P.). Essa riproduce il nome di una regione, di un luogo determinato o, in casi eccezionali, di un paese che serve a designare un prodotto d'acquacoltura originario di tale regione, di tale luogo determinato o di tale paese e di cui una determinata qualità, la cui reputazione o un'altra caratteristica possa essere

attribuita all'origine geografica e di cui almeno una fase del processo produttivo avvenga nell'area geografica delimitata (Reg. CE 1151/2012).

La differenza tra lo schema della DOP e della IGP sta, quindi, nel fatto che mentre nella DOP tutte le fasi di produzione devono avvenire nel territorio indicato nel disciplinare, nella IGP è sufficiente che solo una fase di produzione avvenga nel suddetto territorio. Il prodotto, al fine di ottenere l'Indicazione Geografica Protetta, deve essere conforme ad un disciplinare.

In Italia i prodotti d'acquacoltura IGP sono:

- la “vongola di Goro”, legata al comune di Goro e la cui zona di allevamento comprende le aree lagunari di Goro, Codigoro e Comacchio, in provincia di Ferrara;
- il “Salmerino del Trentino” e le “Trote del Trentino”, la cui zona di produzione della IGP comprende l'intero territorio della Provincia Autonoma di Trento nonché il comune di Bagolino in Provincia di Brescia;
- le “Acciughe sotto sale del Mar Ligure”, la cui zona di pesca trasformazione e confezionamento interessa le acque prospicienti la costa ligure ed il territorio dei comuni della Regione Liguria che si affacciano sul versante tirrenico delimitato dalla linea dello spartiacque (MIPAAF 2019).

Specialità Tradizionali Garantite (S.T.G.)

Differentemente dai due marchi precedenti, l'STG non è vincolato ad un'area geografica ed è attribuita a prodotti ottenuti:

- utilizzando materie prime tradizionali;
- aventi una composizione tradizionale;
- tramite un metodo di produzione o di trasformazione tradizionale.

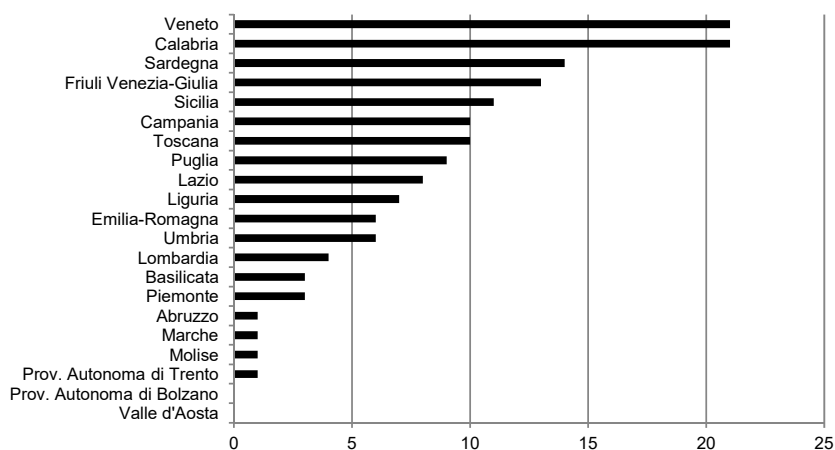
Il riconoscimento da parte della Comunità della specificità del prodotto, si concretizza al momento della registrazione della “ricetta” che potrà essere applicata in tutti i Paesi della UE. Dev'essere inoltre comprovato l'uso del prodotto sul mercato da 30 anni (MIPAAF 2019). Al momento non vi sono in Italia prodotti ittici certificati STG.

Prodotti Agroalimentari Tradizionali

Pur non essendo vere e proprie certificazioni, i prodotti agroalimentari tradizionali (PAT) racchiudono quei prodotti “ottenuti con metodi di lavorazione, conservazione e stagionatura consolidati nel tempo, omogenei per tutto il territorio interessato, secondo regole tradizionali, per un periodo non inferiore ai venticinque anni”. Fra questi figurano prodotti e preparazioni ittiche che possono essere analizzate e valorizzate affinché possano in futuro

passare ad un livello di certificazione superiore e riconosciuta a livello europeo, come le Denominazioni di origine. La XVIII revisione dell'elenco dei 5150 prodotti agroalimentari tradizionali prevede la categoria merceologica "Preparazioni di pesci, molluschi e crostacei e tecniche particolari di allevamento per gli stessi", dove sono menzionati 150 prodotti, per le produzioni della piccola pesca e per le specie meno note (GURI 2018) (Grafico 4.1).

Graf. 4.1 – Numerosità di prodotti agroalimentari tradizionali (PAT) nella categoria merceologica "preparazioni di pesci, molluschi e crostacei e tecniche particolari di allevamento degli stessi", per regione



Fonte: ns. elaborazione su dati MIPAAF 2018 (GURI 2018)

Certificazione biologica nell'acquacoltura

Un prodotto d'acquacoltura per essere definito biologico deve soddisfare i requisiti previsti dalla normativa europea espressa nel Reg. CE 834 del 2007. Il Reg. CE 889/2008 integra il Reg. CE 834/2007 introducendo un capitolo sulle alghe marine (anche coltivate) ed uno sugli animali d'acquacoltura, stabilendo regole dettagliate di produzione.

Per gli animali d'acquacoltura la normativa richiede che siano mantenute condizioni di benessere per l'animale durante l'allevamento (incluse le soglie di densità massima) e che la macellazione sia condotta in modo da minimizzare la sofferenza. Ulteriore prescrizione è il rispetto della biodiversità e il divieto di uso di ormoni per la riproduzione. I mangimi biologici utilizzati dovrebbero, dove possibile, provenire da pesca sostenibile. Anche per la

produzione di molluschi bivalvi e per le alghe sono previste regole specifiche (MIPAAF 2019, Pulvirenti e De Giorgio 2017).

Certificare la sostenibilità dei prodotti ittici: lo schema Friends of the Sea

Friends of the Sea è un'organizzazione non governativa (ONG) senza scopo di lucro, che ha come obiettivo la conservazione e la tutela dell'habitat marino. Ha promosso il movimento per la sostenibilità dei prodotti ittici ed è oggi uno dei principali schemi internazionali per la certificazione di prodotti derivanti sia da attività di pesca sia da acquacoltura.

Fra i produttori italiani certificati figurano 11 aziende che trattano principalmente i seguenti prodotti: caviale, trote acciughe, salmoni, tonni, sgombri, sardine e vongole (Friend of the Sea 2019).

Bibliografia

- AA.VV. (2019), *Qualità, igiene e sicurezza nella filiera ittica*, <https://www.politicheagricole.it/flex/files/b/f/e/D.92aac5bfec03a48474c3/cap19.pdf> (consultato il 4.3.2019).
- Accredia (2019), www.accredia.it (consultato il 3.3.2019).
- Cantasano N. (2013), "La gestione integrate delle zone costiere (GIZC): un nuovo modello di assetto territoriale", *Biologi Italiani*, Anno XLIII – n. 5, maggio, pp. 31-41.
- COM (2007), *Una politica marittima integrata per l'Unione europea*, Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle regioni, 575 definitivo, 10.10.2007, Bruxelles.
- COM (2012), *Crescita blu Opportunità per una crescita sostenibile dei settori marino e marittimo*, Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni, 494 final del 13.9.2012, Bruxelles.
- FAO (1995), *Code of Conduct for Responsible Fisheries*, Rome, <http://www.fao.org/3/a-v9878e.htm> (consultato il 26.6.2017).
- FAO (1996), *Precautionary approach to capture fisheries and species introductions*, FAO Technical Guidelines for responsible fisheries, Rome, pp. 1-62.
- FAO (2001), *The Reykjavik conference on responsible fisheries in the marine ecosystem*, FAO, Roma, 2-13 November 2001, <http://www.fao.org/> (consultato il 26.6.2017).
- FAO (2016), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*, Rome, pp. 1-200.
- FAO (2018), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 – Meeting the sustainable development goals*. Rome, pp. 1-227.
- FAO, SDG (2017), *FAO AND THE SDGs Indicators: Measuring up to the 2030 Agenda for Sustainable Development*, FAO, Rome, pp. 40.

- Fernandes P.G., Cook R.M. (2013), “Reversal of fish stock decline in the Northeast Atlantic”, *Current Biology*, 23(15): 1432-1437.
- Friend of the sea (2019), <http://www.friendofthesea.org/IT> (consultato il 3.3.2019).
- GURI (2012), *Misure per il riassetto della normativa in materia di pesca e acquacoltura, a norma dell'articolo 28 della legge 4 giugno 2010, n. 96.*, Decreto Legislativo 9 gennaio 2012, n. 4, Gazzetta Ufficiale Serie Generale n. 26 del 1.2.2012.
- GURI (2016), *Deleghe al Governo e ulteriori disposizioni in materia di semplificazione, razionalizzazione e competitività dei settori agricolo e agroalimentare, nonché sanzioni in materia di pesca illegale*, Legge 28 luglio 2016, n. 154, Gazzetta Ufficiale n. 186 del 10.8.2016.
- GURI (2018), *Diciottesima revisione dell'elenco dei prodotti agroalimentari tradizionali*, Gazzetta Ufficiale Serie Generale n.57 del 9.3.2018, Suppl. ord. n. 11.
- GUUE (2008), *Direttiva 2008/56/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 17 giugno 2008 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino)*, GUUE del 25.6.2008.
- GUUE (2013), Regolamento (UE) n. 1380/2013 del Parlamento europeo e del Consiglio dell'11 dicembre 2013 relativo alla politica comune della pesca, Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea del 28.12.2013.
- GUUE (2014), *Direttiva 2014/89/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 luglio 2014 che istituisce un quadro per la pianificazione dello spazio marittimo*, Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea del 28.8.2014.
- GUUE (2015), Regolamento UE n. 812/2015 del Parlamento europeo e del Consiglio del 20 maggio 2015, Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea del 29.5.2015.
- HLPE (2014), *Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security*, Rome, pp. 1-119.
- ISO (2019), (International Standard of Organization) <https://www.iso.org> (consultato il 3.3.2019).
- ISPRA (2019), Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale www.isprambiente.org.it (consultato il 3.3.2019).
- MIPAAF (2019), (Ministero Politiche Agricole, Alimentari e Forestali) www.politicheagricole.it (consultato il 4.3.2019).
- Mulazzani L., Malorgio G. (2015), “Is there coherence in the European Union’s strategy to guarantee the supply of fish products from abroad?”, *Marine Policy*, 52, 1-10.
- Pulvirenti A., De Giorgio R. (2017), *Le certificazioni nel settore agroalimentare: stato dell'arte ed evoluzione*, Unindustria, pp. 124.
- UN (2015), *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development, Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015*, United Nations, 21 October 2015.
- UN (2017), *Progress towards the Sustainable Development Goals*, United Nations – Economic and Social Council, 11 May.
- UN (2018), *The Sustainable Development Goals Report*, United Nations, New York, pp. 40.
- Ye Y., Gutierrez N.L. (2017), “Ending fishery overexploitation by expanding from local successes to globalized solutions”, *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0179.

5. PERDITE ALIMENTARI, ESTENSIONE DELLA SHELF LIFE E IMPATTO AMBIENTALE

di *Alfredo Ernesto Di Noia e Giulio Mario Cappelletti*

5.1. Perdite e sprechi alimentari

Nel mondo le perdite e gli sprechi di prodotti alimentari per consumo umano sono pari a circa un terzo della produzione (Gustavsson et al. 2011), corrispondenti a circa 1,3 Gt di alimenti commestibili (FAO 2013).

Nella UE recenti stime di Eurostat evidenziano tra il 2012 e il 2014 una riduzione dei rifiuti alimentari da 81 a 76 Mt (pari a circa il 7%) e da 161 a 149 kg pro capite (COM 2018). Altre stime indicano un livello superiore di generazione delle perdite / sprechi alimentari nella supply chain, pari a circa 88 Mt (± 14 Mt), equivalente a 173 kg (± 27 kg) pro capite per anno (Stenmarck et al. 2016). Mentre stime correnti delle perdite / sprechi alimentari ne indicano la generazione in un ampio range corrispondente a 194–389 kg per persona per anno su scala globale, ed un altrettanto ampio range pari a 158–298 kg per persona per anno su scale europea (Corrado e Sala 2018). In Italia si stima che il valore dei rifiuti alimentari ammonti a circa 15 mld di euro (0,88% del PIL) (AA.VV. 2019). Nel 2017, tali rifiuti, costituiti dagli avanzi nel piatto, nel frigorifero e nella dispensa degli italiani, sono stati pari a circa 37 kg pro-capite, mentre la grande distribuzione ne genera 2,89 kg/abitante/anno circa; le stime indicano anche che il 35% complessivo potrebbe essere recuperabile a scopo alimentare umano (Foodweb 2018).

L'impronta di carbonio degli alimenti non consumati a livello globale è pari a 3,3 Gt CO₂-eq.; se si trattasse di un Paese, sarebbe il terzo emettitore dopo Cina e Stati Uniti (FAO 2013).

Questo “sistema” è inefficiente e insostenibile. Da una parte si perde l'opportunità di incidere sul livello di malnutrizione del pianeta e, dall'altra, si generano impatti ambientali relativi alle risorse alimentari inutilizzate. Impatti crescenti se tali risorse sono “disperse” nell'ecosistema, per il mancato impiego come mangime, recupero energetico, compost, o altro uso, nell'ot-

tica dell'economia circolare (Alexander et al. 2017, COM 2014, Dahiya et al. 2018, Ingrao et al. 2018, Pleissener 2018, Porter et al. 2016, Porter et al. 2018, Scherhauser et al. 2018, Tonini et al. 2018, UN Environment 2019). Inoltre, i rifiuti alimentari creano degli impatti economici (Brancoli et al. 2017, Cicatiello et al. 2016) e sociali (Cicatiello et al. 2016). Questi ultimi sono anche raramente indagati in profondità.

L'industria alimentare moderna, oltre ad interessarsi al mantenimento della qualità e della sicurezza, con l'imperativo morale di nutrire una popolazione in rapida crescita, combinato con il riconoscimento dei limiti planetari, sta ponendo la propria attenzione al problema dei rifiuti alimentari. Per affrontarlo in maniera rigorosa si incontrano ancora notevoli difficoltà, poiché nell'ambito dell'individuazione di tali rifiuti alimentari, manca una diffusa convergenza della comunità scientifica sul "perimetro" che distingue le due definizioni di "perdita alimentare" (Pa) e "spreco alimentare" (Sa) (Chaboud e Daviron 2017, Corrado et al. 2017, Global Panel 2018, HLPE 2014, Parfitt et al. 2010, PE-RIS 2017, Vulcano e Ciccacese 2018, Wikstrom et al. 2018). Situazione che diventa ancora più critica poiché le Pa e gli Sa si producono nell'intera supply chain (dalla produzione alle famiglie), rendendo ancora più difficile la loro quantificazione. Ciò ha determinato l'impossibilità di acquisire e confrontare serie storiche "coerenti". Dati che sono di per sé difficili da reperire sia per la complessità di individuare tutti gli attori della filiera dell'alimento oggetto dell'indagine, sia per la ritrosia in molti di questi attori di fornirli, perché li ritiene "sensibili" (in molti casi anche legittimamente). Inoltre, le stime quantitative scontano la complessità connaturata con le variabilità dei comportamenti e la disponibilità di infrastrutture e attrezzature adeguate della filiera alimentare, dai produttori ai consumatori finali.

La situazione sta cambiando negli ultimi anni con risultati soddisfacenti raggiunti dai progetti di ricerca realizzati, (Beretta et al. 2013, Corrado e Sala 2018, Corrado et al. 2019, Fusions 2014, Hanson et al. 2016, Porter et al. 2018) seppur con limiti ancora persistenti (Chaboud e Daviron 2017).

Purtroppo, il ritardo accumulato ha inciso sulla difficoltà di misurare con accuratezza le politiche mondiali, europee e nazionali nel frattempo adottate per la riduzione delle Pa e Sa. Le Nazioni Unite, nell'ambito di Agenda 2030, hanno adottato l'obiettivo 12 per la riduzione del 50% dei rifiuti alimentari, e il relativo Target 12.3 specificando che occorre «entro il 2030, dimezzare lo spreco alimentare pro capite globale a livello retail e dei consumatori e ridurre le perdite di cibo lungo le catene di produzione e fornitura, comprese le perdite post-raccolta» (UN 2015). A tal fine si prevede di impiegare due indicatori distinti per le Pa e per lo Sa. Il primo riguarda le perdite che si generano in tutta la filiera ad esclusione di quelle generate nella vendita al

dettaglio e nel consumo. Di conseguenza, il secondo indicatore è relativo alla misurazione degli sprechi alimentari che riguardano proprio il retail e il consumo.

Per quanto riguarda il target, la UE praticamente si è allineata all'ONU. Infatti, ha assunto l'impegno di ridurre lo spreco alimentare del 30% entro il 2025 e del 50% entro il 2030 (GUUE 2018, PE-RIS 2017), con un richiamo esplicito alla legislazione italiana (Legge n. 166/2016, denominata Legge "antispreco") considerata un modello di riferimento "meritevole" di monitoraggio nella sua implementazione (GURI 2016). L'innovatività dell'approccio normativo riguarda la concessione di adeguati "incentivi fiscali" a beneficio di coloro i quali generano Pa e Sa mediante il loro coinvolgimento nell'organizzazione di un efficace servizio logistico per la cessione ad enti, di solito del terzo settore, che provvedono alla somministrazione a persone bisognose.

In tal senso uno sforzo nella definizione del perimetro può consentire una migliore individuazione delle relative cause e degli approcci di soluzione, anche in funzione dell'eventuale accesso alle agevolazioni concesse dalla legge "antispreco". Tuttavia tale sforzo risulta ancora molto arduo esistendo ancora delle incoerenze tra le definizioni adottate ed i target da raggiungere (Chaboud e Daviron 2017). Ad esempio in relazione al target 12.3 (Agenda 2030) l'indicatore per la misurazione degli sprechi alimentari è ancora una proposta in fase di sviluppo (FAO 2019).

L'analisi delle Pa e degli Sa generate dal settore retail è particolarmente importante poiché in tale settore è stato individuato il più elevato potenziale di riduzione (Parfitt 2010). Contemporaneamente è stato osservato che sono difficili da stimare (Parfitt 2010), rappresentando una componente molto inferiore rispetto a quella delle altre fasi della catena di approvvigionamento (4,6 Mt nel 2012, cioè circa il 5% del cibo totale sprecato) (Stenmarck et al. 2016). Tale importanza del retail dipende dalla sua elevata influenza sulla produzione e sulle preferenze del consumatore, oltre che rappresentare il luogo fisico dove si intersecano diversi attori della supply chain dei prodotti alimentari (Gruber et al. 2016).

Una rassegna della letteratura ha consentito di elaborare un quadro delle definizioni relative alle caratteristiche specifiche del settore retail che consente una classificazione in funzione della responsabilità dei rivenditori alimentari, nell'ottica dell'economia circolare (Di Noia e Nicoletti 2019).

Tab. 5.1 – *Quadro concettuale delle definizioni di Perdite alimentari e Spreco alimentare retail (Eccedenze alimentari e Spreco alimentare in senso stretto) di responsabilità dei rivenditori nell’ambito dell’economia circolare*

Supply Chain	Perdite alimentari retail (PaR)		
Retail	un calo qualitativo o quantitativo dell’approvvigionamento alimentare a causa di un ridotto valore nutritivo degli alimenti o di una diminuzione del suo peso o volume		
	(1)	Sprechi alimentari retail (SaR)	
	(1)	Eccedenze alimentari (Ea)	Sprechi alimentari in senso stretto (Sas)
		prodotti alimentari o il cibo edibile e sicuro che per varie ragioni non sono acquistati o consumati dai clienti per cui sono stati prodotti, trasformati, distribuiti	l’eccedenza alimentare che non è recuperata per il consumo umano (ottica sociale), per l’alimentazione animale (ottica zootecnica), per la produzione di beni o energia (ottica ambientale)
	Legge “antispreco” (Legge N. 166/2016)		
	(1)	Eccedenze alimentari (Ea)	Sprechi alimentari in senso stretto (Sas)
i prodotti alimentari, agricoli e agro-alimentari che, fermo restando il mantenimento dei requisiti di igiene e sicurezza del prodotto, sono, a titolo esemplificativo e non esaustivo: invenduti o non somministrati per carenza di domanda		l’insieme dei prodotti alimentari scartati dalla catena agroalimentare per ragioni commerciali o estetiche ovvero per prossimità della data di scadenza, ancora commestibili e potenzialmente destinabili al consumo umano o animale e che, in assenza di un possibile uso alternativo, sono destinati a essere smaltiti	

(1) Prodotti freschi “decomposti” o alimenti confezionati scaduti.

Fonte: (Di Noia e Nicoletti 2019)

Partendo dalla definizione di “Sprechi alimentari retail” (SaR) si evidenzia che essi risultano costituiti dalle “Eccedenze alimentari” (Ea) e dagli “Sprechi alimentari in senso stretto” (Sas), definiti nel mondo anglosassone rispettivamente come “Gross Waste” o “Surplus Food” e “Net Waste”. Infine, gli sprechi retail (SaR) concorrono a comporre le “Perdite alimentari retail” (PaR) insieme a tutte le tipologie di alimenti edibili per cui è vietato il consumo, in tutte le forme, come i prodotti freschi “decomposti” oppure gli alimenti confezionati scaduti (Tabella 5.1).

5.1.1. Perdite alimentari retail: packaging e shelf life

In questa sede sono state considerate tutte le *Perdite alimentari retail / rivenditore / dettagliante / distributore commerciale* (PaR) come potenzialmente evitabili poiché tutte le tipologie di prodotti al dettaglio sono destinate alla vendita (WRAP 2015).

Alcuni studi hanno stimato sia il livello di *Ecceденze alimentari (Ea)* (Grafico 5.1) sia quello delle perdite alimentari (PaR) (Grafico 5.2.) della distribuzione moderna in Italia (centri distributivi e punti vendita).

Di solito le Ea e le PaR riguardano prevalentemente alimenti edibili deperibili come i prodotti da forno e piatti pronti, frutta e verdura, carne, prodotti ittici ed i prodotti lattiero-caseari.

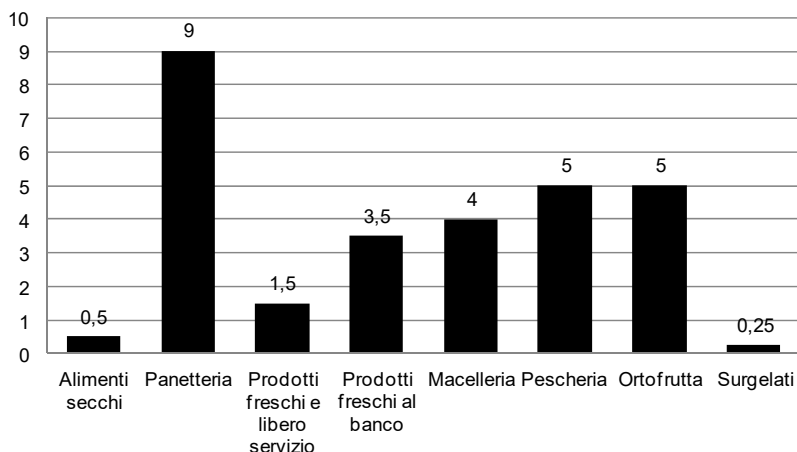
Una tra le principali cause delle PaR è la non conformità del packaging. Questo è un tema molto delicato in quanto anche il modo in cui il confezionamento influenza gli sprechi alimentari dei consumatori è una questione altamente inesplorata (Wikström et al. 2019).

Le “potenziali” PaR si generano quando si adotta un packaging inadeguato oppure che “non funziona” ai fini della protezione dell’alimento. Ad esempio, in termini di gestione della temperatura e dell’umidità, oppure se oggetto di danneggiamento, per etichette con errori oppure con offerte promozionali inefficaci. Come pure le PaR si originano da una inadeguata esposizione sugli “scaffali” e dall’incapacità di anticipare le aspettative dei clienti e di evidenziare i “benefici” conseguibili dal consumo dell’alimento. Infatti, il mancato rispetto di standard estetici (Bilskaa et al. 2016, Gunders et al. 2012, Gunders et al. 2017) finalizzati a proporre sullo scaffale prodotti omogenei e perfetti (in termini di colore, forma, dimensione, assenza di macchie), se non soddisfano i bisogni di acquisto dei consumatori, generano circa il 20-25% dei rifiuti alimentari delle famiglie che potrebbero essere direttamente attribuibili ad un packaging inadeguato in relazione alla shelf life (SL) (Williams et al. 2012).

I Grafici 5.1 e 5.2 evidenziano stime di Ea in Italia nel 2012 e nel 2018, che indicano nelle categorie merceologiche dei prodotti da forno e dell’ortofrutta quelle con maggior incidenza, anche se si riscontra un’accentuata differenza nelle percentuali.

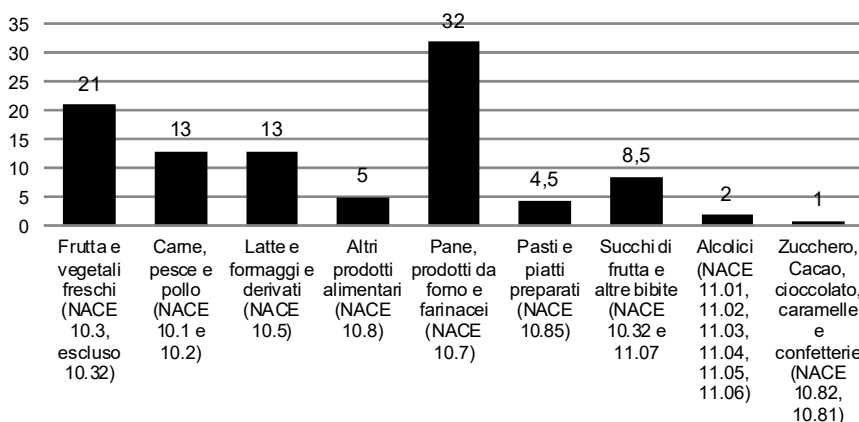
In relazione alla categoria merceologica dell’ortofrutta, della carne, pesce e pollo, le stime sul mercato del Regno Unito indicano nel superamento della data di scadenza la causa del 40% circa del prodotto invenduto (ICF, Anthesis, WRAP, Brook Lyndhurst 2018). Ciò evidenzia proprio come la SL è un’altra tra le cause più importanti delle PaR e può incidere anche sulla variabilità della domanda, soprattutto in un mercato caratterizzato dalla crescita del consumo di prodotti freschi (Mena et al. 2011). Tra le cause relative al packaging che provocano rifiuti alimentari, quella correlata alla SL si posiziona nelle prime tre, insieme alla dimensione eccessiva e alla difficoltà dello svuotamento della confezione (Williams et al. 2012).

Graf. 5.1 – Eccedenze alimentari nei diversi reparti della distribuzione in Italia (%)



Fonte: (Garrone et. al. 2012)

Graf. 5.2 – Stima del profilo italiano delle perdite alimentari per categoria merceologica (Codice NACE) nel settore retail (%)



Fonte: (ICF, Anthesis, WRAP, Brook Lyndhurst 2018)

Diverse soluzioni di confezionamento “generano” differenti SL che sono indicate nelle etichette e possono riguardare sia il “termine minimo di conservazione” che la “data di scadenza”. I prodotti molto deperibili, come i prodotti ittici, impiegano la seconda tipologia di etichetta, che reca la dicitura «da consumare entro il ___». Una data prefissata che rappresenta il limite oltre il quale il prodotto non deve essere consumato (se l’alimento viene

conservato come indicato sull’etichetta), per evitare il rischio serio di intossicazione alimentare. Infatti, dopo questo periodo di tempo i prodotti *devono* essere eliminati dallo “scaffale” costituendo parte delle PaR.

I seri rischi legati al superamento della SL hanno generato elevati timori nei consumatori, tanto da indurre i rivenditori ad adottare sistematicamente pratiche capaci di evitare delle PaR. La grande distribuzione, infatti, stipula accordi contrattuali con i fornitori tesi a garantire una SL del prodotto, denominata “sell-by date” (Garrone et al. 2012).

Una pratica comune volontaria adottata è la cosiddetta “*regola del terzo*”, secondo la quale gli alimenti devono raggiungere i dettaglianti in un periodo di tempo pari al massimo ad un terzo del loro tempo di SL (HLPE 2014). L’intenzione primaria è quella di consentire ai consumatori di avere una vasta scelta di prodotti molto freschi per un periodo più ampio rispetto alla data di scadenza (gli altri due terzi). Ma se i prodotti sono consegnati dopo il primo terzo della loro SL, molti rivenditori “rifiuteranno” la fornitura determinandone la restituzione ai produttori/fornitori/grossisti, che potrebbero scartarli pur essendo ancora “sicuri” e generare, così, delle potenziali PaR (NRDC 2013).

Un’altra pratica molto diffusa (Gunders et al. 2012, Gunders et al. 2017) adottata dai rivenditori riguarda l’abitudine di *ritirare gli alimenti dallo scaffale 2-3 gg. prima della data di scadenza* per consentire il regolare reintegro delle scorte di magazzino e dello scaffale, sempre al fine di renderli disponibili con SL più estese. Così se il rivenditore non provvede a campagne promozionali mirate per prodotti in scadenza (come sta succedendo ultimamente molto di frequente anche nella GDO, con sconti elevati) oppure se non fa parte di un sistema di recupero degli alimenti per fini “caritatevoli”, tramite volontariato, molti alimenti “ottimi” da consumare vengono *scartati* quando sono vicini alla data di scadenza e, sempre se non impiegati per “altro uso”, non si riescono a ridurre le potenziali PaR che si potrebbero generare.

Quindi, per incidere sulla probabilità di consumo dell’alimento, si possono sperimentare alcune opzioni che hanno a che fare con il *packaging* poiché questo è determinante ai fini dell’*estensione della shelf life* (ESL). In tal senso lo studio di alcune opzioni di packaging potrebbero farle diventare una variabile strategica se riesce ad aumentare la sostenibilità globale della produzione alimentare, riducendo le PaR. Infatti, la ESL sarebbe in grado di aumentare la probabilità di consumo ampliando il periodo di tempo entro il quale l’alimento può essere preso in considerazione per l’acquisto e per non essere ritirato dallo scaffale (Gutierrez et al. 2017).

Le opzioni di packaging soddisfano alcuni dei seguenti requisiti:

- la riduzione della disidratazione e dell’ossidazione della parte grassa;
- la previsione del minor deterioramento batterico e chimico;

- l'eliminazione del gocciolamento;
- la prevenzione della diffusione degli odori;
- la sussistenza di un'adeguata resistenza meccanica per ridurre il verificarsi di danni all'alimento.

Tra i progressi tecnologici per aumentare la protezione chimico-fisica, sensoriale e microbiologica dei prodotti ittici finalizzati alla ESL e alla riduzione delle perdite alimentari si includono nuove tecnologie, quali le nanotecnologie, i confezionamenti in atmosfera modificata (MAP) ed i confezionamenti attivi (CA) (Conte et al. 2007, Corbo et al. 2005, Corbo et al. 2009, Del Nobile e Conte 2013, Dobrucka e Cierpiszewski 2014, Franzetti et al. 2001, Goulas e Kontominas 2007, Gutierrez et al. 2017, Manfredi et al. 2015, Restuccia et al. 2010, Tichoniuk M. 2018, Zhang et al. 2015). Tali innovazioni tecnologiche del packaging sono state messe a punto inglobando strategie di preservazione e di riduzione dell'impatto ambientale. Infatti, i CA ed i sistemi di confezionamento intelligente, nel rallentare il deterioramento, offrono un importante contributo alla riduzione dei rifiuti alimentari complessivi (ReFED 2016).

La ESL indirettamente aumenterebbe la probabilità di ridurre le PaR. Tuttavia esiste un trade-off tra l'interesse del consumatore per la freschezza del prodotto e la ESL. Ciò implica la necessità di confrontare i differenti gusti dei potenziali consumatori finali, soprattutto per quegli alimenti altamente deperibili, come *i prodotti ittici*.

Quindi, se da una parte si ha la possibilità di consumare *pesci e prodotti ittici freschi*, appena pescati, in mare o nelle strutture di allevamento (in mare, nei fiumi, nei laghi e a terra.), dall'altra si precluderebbe la possibilità di consumarne per chi vive troppo lontano, o meglio per quei consumatori che non possono (o non vogliono) fare gli acquisti nei punti vendita al dettaglio entro i pochi giorni di SL consentiti dal confezionamento “*in aria*” del prodotto fresco, che impiega solo la tradizionale “catena del freddo”.

5.2. Impatti ambientali delle perdite alimentari retail

Le perdite alimentari retail, oltre alla perdita delle risorse impiegate nel processo produttivo, producono degli impatti ambientali generati dai processi multipli coinvolti nel ciclo di vita fino a quelli a valle (Tonini et al. 2018). Gli impatti riguardano lo sfruttamento di risorse nel ciclo di vita dell'alimento come il terreno, le risorse idriche ed energetiche (Buzby et al. 2011, Gustavsson et al. 2011, Hall et al. 2009). Altri impatti riguardano l'inquinamento atmosferico generato dalla decomposizione degli alimenti,

l'inquinamento idrico dalla lisciviazione e dall'incremento delle discariche (Griffin et al. 2009). Gli impatti ambientali aumentano quanto più le perdite alimentari si generano nella fase finale della food supply chain. (Scherhauser et al. 2018). Quindi, molti studi li hanno approfonditi (Alexander e Smaje 2008, Papargyropoulou et al. 2014) sia cercando di individuare gli hotspot degli impatti ambientali (Conte et al. 2015, Eberle e Fels 2015, Notarnicola et al. 2017) sia a livello Paese (es. UK) (Scherhauser et al. 2018) sia per alcune tipologie di prodotti (per esempio: frutta e vegetali) (Cicatiello et al. 2016, Porter et al. 2018).

Le emissioni annuali degli impatti relativi agli sprechi alimentari in Europa si stimano pari a 186 Mt CO₂-eq, rappresentando il 15% degli impatti dell'intera supply chain (Scherhauser et al. 2018).

Gli impatti ambientali delle perdite alimentari retail che sono al 100% evitabili diventano consistenti lungo tutto il ciclo di vita e vengono quantificati per molte categorie di impatto, dal riscaldamento globale alla riduzione delle disponibilità idriche, alla potenziale acidificazione e alla eutrofizzazione, compresi gli impatti indiretti sul cambiamento di uso del suolo dovuti alla domanda di terreni. Ad esempio, l'impatto del riscaldamento globale degli sprechi alimentari evitabili è stato quantificato tra 2000 e 3600 kg di CO₂-eq. t⁻¹ (Tonini et al. 2018).

Una recente analisi mediante l'impiego di studi di LCA ha stimato per alcuni alimenti rappresentativi l'impatto delle emissioni generate lungo la supply chain: la trasformazione alimentare per il 6%, il commercio al dettaglio e la distribuzione per il 7%, il consumo alimentare per il 8% e lo smaltimento degli alimenti per il 6% (Scherhauser et al. 2018).

Un altro tipo di analisi degli impatti ambientali delle PaR è stato realizzato a livello di supermarket (svedese) ed ha evidenziato che gli sprechi di pane e di carne contribuiscono in misura maggiore nella determinazione della relativa impronta ambientale (Brancoli et al 2017). Inoltre, Scholz et al. 2015 ha analizzato l'impronta di carbonio (IC) delle perdite alimentari in più supermercati (svedesi) per alcuni principali prodotti alimentari, ad esclusione del pane e dei prodotti da forno. Lo spreco totale associato alla IC era 2500 t CO₂-eq. In particolare, il reparto frutta e verdura contribuiva in modo preponderante: 85% della massa sprecata e 46% del totale degli sprechi. Mentre il reparto carni contribuiva al 3,5% della massa sprecata, mentre rappresentava il 29% del totale degli sprechi.

Infine, la separazione degli imballaggi e il recupero dell'alimento in esso contenuto, in presenza di requisiti di sicurezza alimentare, potrebbero contribuire all'aumento della produzione di mangime per animali. In questo senso sono state studiate delle soluzioni alternative per il trattamento dei

rifiuti e i risultati dimostrano che entrambi hanno il potenziale di portare a una riduzione dell'impronta di carbonio del supermercato in linea con l'obiettivo di implementare pratiche di economia circolare (Brancoli et al. 2017). Ciò evidenzia che per il supermercato è diventato importante, sia misurare le perdite alimentari in termini di massa sia valutare gli impatti ambientali ed economici (Brancoli et al. 2017, Dreyer et al. 2019).

Bibliografia

- AA.VV. (2019), http://www.sprecozero.it/wp-content/uploads/2019/02/comunicato-1-febbraio-SPRECHIAMO-100-GRAMMI-al-giorno_df.pdf (consultazione del 29.4.2019).
- Alexander C., Smaje C. (2008), "Surplus retail food redistribution: an analysis of a third sector model", *Resource Conservation and Recycling*, 52, 1290-1298.
- Alexander P., Brown C., Arneeth A., Finnigan J., Moran D., Rounsevell M.D.A. (2017), "Losses, inefficiencies and waste in the global food system", *Agricultural Systems*, 153, 190-200.
- Beretta C., Stoessel F., Baier U., Hellweg S. (2013), "Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland", *Waste Management*, 33 (3), 764-773.
- Bilskaa B., Wrzoseka M., Kołozyn-Krajewskaa D., Krajewskib K. (2016), "Risk of food losses and potential of food recovery for social purposes", *Waste Management*, 52, June, 269-277.
- Brancoli P., Roustas K., Bolton K. (2017), "Life cycle assessment of supermarket food waste", *Resources, Conservation and Recycling*, 118, 39-46.
- Buzby J.C., Hyman J., Stewart H., Wells H.F. (2011), "The value of retail – and consumer – level fruit and vegetable losses in the United States", *The Journal of Consumer Affairs*, 45 (3), 492-515.
- Chaboud G., Daviron B. (2017), "Food losses and waste: Navigating the inconsistencies", *Global Food Security*, 12, 1-7.
- Cicatiello C., Franco S., Pancino B., Blasi E. (2016), "The value of food waste: an exploratory study on retailing", *Journal of Retailing and Consumer Services*, 30, 96-104.
- COM (2014), *Verso un'economia circolare: programma per un'Europa a zero rifiuti*, COM(2014) 398 final/2 del 25.9.2014.
- COM (2018), *Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni relativa al quadro di monitoraggio per l'economia circolare*, COM(2018) 29 final, Strasbourg, 16.1.2018.
- Conte A., Scrocco C., Sinigaglia M., Del Nobile M.A. (2007), "Innovative Active Packaging Systems to Prolong the Shelf Life of Mozzarella Cheese", *Journal of Dairy Science*, 90, 2126-2131.
- Conte A., Cappelletti G.M., Nicoletti G.M., Russo C., Del Nobile M.A. (2015), "Environmental implications of food loss probability in packaging design", *Food Research International*, 78, 11-17.

- Corbo M.R., Altieri C., Bevilacqua A., Campaniello D., D'Amato D., Senigaglia M. (2005), "Estimating packaging atmosphere-temperature effects on the shelf life of cod fillets", *European Food Research Technology*, 220, 509-513.
- Corbo M.R., Speranza B., Filippone A., Conte A., Sinigaglia M., Del Nobile M.A. (2009), "Natural compounds to preserve fresh fish burgers", *International Journal of Food Science and Technology*, 44, 2021-2027.
- Corrado S., Ardente F., Sala S., Saouter E. (2017), "Modelling of food loss within life cycle assessment: From current practice towards a systematization", *Journal of Cleaner Production*, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.06.050.
- Corrado S., Sala S. (2018), "Food waste accounting along global and European food supply chains: state of the art and outlook", *Waste Management*, 79, 120-131.
- Corrado S., Caldeira C., Eriksson M., Hanssen O.J., Hauser H-E., van Holsteijne F., Liu G., Östergrengh K., Parry A., Secondi L., Stenmarck Å., Sala S. (2019), "Food waste accounting methodologies: Challenges, opportunities, and further advancements", *Global Food Security*, 20, March, 93-100.
- Dahiya S., Kumar A.N., Shanthi S.J., Chatterjee S., Sarkar O., Mohan S.V. (2018), "Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy", *Biore-source Technology*, 248, 2-12.
- Del Nobile M., Conte A. (2013), *Packaging for Food Preservation*, Springer Science+Business Media, New York, pp. 1-193.
- Di Noia A.E., Nicoletti G.M. (2019), *Food Loss Issue – Focus on Retailing in Italy*, in (A. Matuszak-Flejszman and K. Joachimiak-Lechman, eds.), "Current Trends in Commodity Science", Poznan University of Economics and Business, Poznan, Poland, pp. 169-185.
- Dobrucka R., Cierpiszewski R. (2014), "Active and Intelligent Packaging Food – Research and Development – A Review", *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*, 64 (1), 7-15.
- Dreyer H.C., Dukovska-Popovska I., Yu Q., Hedenstierna C.P. (2019), "A ranking method for prioritising retail store food waste based on monetary and environmental impacts", *Journal of Cleaner Production*, 210, 505-517.
- Eberle U., Fels J. (2015), "Environmental impacts of German food consumption and food losses", *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 759-772.
- FAO (2013), *Food wastage footprint. Impact on natural resources*, Summary Report, Rome, pp. 1-63.
- FAO (2019), *The State of Food and Agriculture 2019. Moving forward on food loss and waste reduction*, Rome, pp. 1-182.
- Foodweb (2018), Stop allo spreco alimentare, 4.2.2018, <https://www.foodweb.it/2018/02/stop-allo-spreco-alimentare/> (consultazione del 29.4.2019).
- Franzetti L., Martinoli S., Piergiovanni L., Galli A. (2001) "Influence of active packaging on the shelf-life of minimally processed fish products in a modified atmosphere", *Packaging Technology and Science*, 14, 267-274.
- Fusions (2014), *FUSIONS Definitional Framework for Food Waste*, Full Report, <http://www.eu-fusions.org/> (consultazione del 10.2.2015).
- Garrone P., Melacini M., Perego A. (2012), *Dar da mangiare agli affamati. Le eccedenze alimentari come opportunità*, Editore Guerini e Associati (collana Studi e ricerche).

- Global Panel (2018), *Preventing nutrient loss and waste across the food system: Policy actions for high-quality diets*, Policy Brief No. 12. London, UK: Global Panel on Agriculture and Food Systems for Nutrition, pp. 1-28.
- Goulas A.E., Kontominas M.G. (2007), “Combined effect of light salting, modified atmosphere packaging and oregano essential oil on the shelf-life of sea bream (*Sparus aurata*): Biochemical and sensory attributes”, *Food Chemistry*, 100, 287-296.
- Griffin M., Sobal J., Lyson T.A. (2009), “An analysis of a community food waste stream”, *Agriculture and Human Values*, 26 (1-2), 67-81.
- Gruber V., Holweg C., Teller C. (2016), “What a waste! Exploring the human reality of food waste from the store manager's perspective”, *Journal of Public Policy & Marketing*, 35 (1), 3-25.
- Gutierrez M.M., Meleddu M., Piga A. (2017), “Food losses, shelf life extension and environmental impact of a packaged cheesecake: A life cycle assessment”, *Food Research International*, 91, 124-132.
- Gunders D. (2012), *Wasted: How America Is Losing Up to 40 Percent of Its Food from Farm to Fork to Landfill*, NRDC Issue paper, august, pp. 1-26.
- Gunders D. (2017), *Wasted: How America Is Losing Up to 40 Percent of Its Food from Farm to Fork to Landfill*, Second edition of NRDC's Original 2012 Report, pp. 1-58.
- GURI (2016), *Disposizioni concernenti la donazione e la distribuzione di prodotti alimentari e farmaceutici a fini di solidarietà sociale e per la limitazione degli sprechi*, Legge 19 agosto 2016 n. 166, Gazzetta Ufficiale n. 202 del 30.8.2016.
- Gustavsson J., Cederberg C., Sonesson U., Van Otterdijk R., Meybeck A. (2011), *Global Food Losses and Food Waste: Extent, Causes and Prevention*. FAO, Rome, pp. 1-37.
- GUUE (2018), *Direttiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 30 maggio 2018 che modifica la direttiva 2008/98/CE relativa ai rifiuti*, Gazzetta Ufficiale Unione Europea, Vol. L 150/109.
- Hall K.D., Guo J., Dore M., Chow C.C. (2009), “The progressive increase of food waste in America and its environmental impact”, *PLoS One*, 4 (11), e7940.
- Hanson C., Lipinski B., Robertson K., Dias D., Gavilan I., Greverath P., Ritter S., Fonseca J., VanOtterdijk R., Timmermans T., Lomax J., O'Connor C., Dawe A., Swannell R., Berger V., Reddy M., Somogyi D. Tran B., Leach T. (2016), *Food Loss and Waste Accounting and Reporting Standard, Vers. 1*, *The Consumer Goods Forum*, Fusions, UNEP, wbcscd, WRAP e World Resource Institute, pp. 1-160.
- HLPE (2014), *Food losses and waste in the context of sustainable food systems*. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome, pp. 1-117.
- ICF, Anthesis, WRAP, Brook Lyndhurst (2018), *Market study on date marking and other information provided on food labels and food waste prevention – Annexes to Final Report*, European Commission, Brussels, pp. 1-136.
- Ingrao C., Faccilongo N., Di Gioia L., Messineo A. (2018), “Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plan operation and environmental assessment”, *Journal of Cleaner Production*, 184, 869-892.

- Manfredi M., Fantin V., Vignali G., Gavara R. (2015), “Environmental assessment of antimicrobial coatings for packaged fresh milk”, *Journal of Cleaner Production*, 95, 291-300.
- Mena C., Adenso-Díaz B., Yurt O. (2011), “The causes of food waste in the supplier retailer interface: evidences from the UK and Spain”, *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 648-658.
- Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Castellani V., Sala S. (2017), “Environmental impacts of food consumption in Europe”, *Journal of Cleaner Production*, 140, 753-765.
- NRDC (2013), *The dating game: how confusing food date labels lead to food waste in America*, Natural Resources Defense Council, September, pp. 1-64.
- Papargyropoulou E., Lozano R., Steinberger J.K., Wright N., bin Ujang Z. (2014), “The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste”, *Journal of Cleaner Production*, 76, 106-115.
- Parfitt J., Barthel M., Macnaughton S. (2010), “Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050”, *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 365, 3065-3081.
- PE-RIS (2017), *Efficienza sotto il profilo delle risorse: ridurre lo spreco alimentare, migliorare la sicurezza alimentare*, Risoluzione del Parlamento europeo del 16 maggio 2017.
- Pleissner D. (2018), “Recycling and reuse of food waste”, *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 13, 39-43.
- Porter S.D., Reay D.S., Higgins P., Bomberg E. (2016), “A half-century of production-phase greenhouse gas emissions from food loss & waste in the global food supply chain”, *Science of The Total Environment*, 571, 721-729.
- Porter S.D., Reay D.S., Bomberg E., Higgins P. (2018), “Avoidable food losses and associated production-phase greenhouse gas emissions arising from application of cosmetic standards to fresh fruit and vegetables in Europe and the UK”, *Journal of Cleaner Production*, 201, 10 November, 869-887.
- ReFED (2016), *A roadmap to reduce U.S. food waste by 20 percent*, Berkeley, CA, USA: ReFED.
- Restuccia D., Spizzirri U.G., Parisi O.I., Cirillo G., Curcio M., Iemma F., Puoci F., Vinci G., Picci N. (2010), “New EU regulation aspects and global market of active and intelligent packaging for food industry applications”, *Food Control*, 21, 1425-1435.
- Scherhauser S., Moates G., Hartikainen H., Waldron K., Obersteiner G. (2018), “Environmental impacts of food waste in Europe”, *Waste Management*, 77, July, 98-113.
- Scholz K., Eriksson M., Strid I. (2015), “Carbon footprint of supermarket food waste”, *Resources, Conservation and Recycling*, 94, 56-65.
- Stenmarck Å., Jensen C., Quedsted T., Moates G. (2016), *Estimates of European food waste levels*, Report of the project FUSIONS (contract number: 311972) granted by the European Commission (FP7). <https://www.eu-fusions.org> (consultazione del 29.4.2019).
- Tichoniuk M. (2018), “Innovative packaging improving food quality and extending its shelf life”, *Polish Journal of Commodity Science*, 1 (58), 21-35.

- Tonini D., Albizzati P.F., Astrup T.F. (2018), “Environmental impacts of food waste: Learnings and challenges from a case study on UK”, *Waste Management*, 76, 744-766.
- UN (2015), *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*, Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015, United Nations, 21 October 2015.
- UN Environment (2019), *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Nairobi. DOI 10.1017/9781108627146.
- Vulcano G., Ciccacese L. (2018), *Spreco alimentare: un approccio sistemico per la prevenzione e la riduzione strutturali*, ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Rapporti 279/2018, p. 364.
- Wikström F., Verghese K., Auras R., Olsson A., Williams H., Wever R., Grönman K., Pettersen M.K., Møller H., Soukka R. (2018), “Packaging Strategies That Save Food. A Research Agenda for 2030”, *Journal of Industrial Ecology*, DOI: 10.1111/jiec.12769, 1-9.
- Wikström F., Williams H., Trischler J., Rowe Z. (2019), “The Importance of Packaging Functions for Food Waste of Different Products in Households”, *Sustainability*, 11, 2641, 1-16.
- Williams H., Wikström F., Otterbring T., Löfgren M., Gustafsson A. (2012), “Reasons for household food waste with special attention to packaging”, *Journal of Cleaner Production*, 24, 141-148.
- WRAP (2015), *Quantification of food surplus, waste and related materials in the grocery supply chain*, <http://www.wrap.org.uk> (consultazione del 29.4.2019).
- Zhang H., Hortal M., Dobon A., Bermudez J.M., Lara-Lledo M. (2015), “The Effect of Active Packaging on Minimizing Food Losses: Life Cycle Assessment (LCA) of Essential Oil Component-enabled Packaging for Fresh Beef”, *Packaging Technology and Science*, 28 (9), 761-774.

6. ANALISI DEL CICLO DI VITA E PERDITE ALIMENTARI NELLA FILIERA ITTICA: IL CASO ESTENSIONE SHELF LIFE DEL FILETTO DI ORATA

di *Alfredo Ernesto Di Noia, Giulio Mario Cappelletti e Carlo Russo*

6.1. Ipotesi, obiettivi e premesse di ricerca: il caso filetto di orata

In questo capitolo sono presentati i risultati della valutazione della sostenibilità ambientale di prodotti ittici (nello specifico filetto di orata, *Sparus aurata L.*) leggermente trasformati che hanno beneficiato di innovazioni di trattamento e confezionamento finalizzate alla estensione della shelf life (ESL). La valutazione dell'analisi degli impatti ambientali delle diverse soluzioni di confezionamento¹ è condotta impiegando la metodologia dell'analisi del ciclo di vita (LCA).

L'obiettivo generale è di fornire un “link” tra gli impatti ambientali generati da tali soluzioni di confezionamento e gli impatti ambientali evitati associati con la riduzione delle perdite dovute alla ESL. In particolare, si è indagato il potenziale trade-off esistente tra impatti ambientali generati dalle soluzioni sperimentate ed alcune ipotesi di riduzione delle perdite alimentari a livello “retail” (PaR)².

L'assunto di base è ipotizzare che il *filetto di orata con la soluzione di trattamento confezionamento che consente una maggiore ESL* offre la possibilità di soddisfare i bisogni del target “iniziatori”³, sensibile alla dieta mediterranea con un livello di conoscenza elevata su tali sistemi di confezionamento innovativi.

¹ Come previsto nelle attività del Prin “Long Life High Sustainability”, la sperimentazione è stata realizzata dal team di ricerca, coordinati dal prof. Del Nobile, del Dipartimento di Agraria dell'Università di Foggia.

² Si rinvia al capitolo 5 del presente volume per maggiori approfondimenti sulle “perdite alimentari retail”.

³ Ci si riferisce ad un “gruppo di consumatori” costituito da single o famiglie che fanno la spesa una volta a settimana (Istituto Italiano Imballaggio 2016), sono consapevoli delle proprietà nutritive del pesce e sono disponibili a consumarlo anche con soluzioni di confezionamento che permettono l'ESL.

Sono state confrontate le soluzioni sperimentate con differenti ipotesi di PaR in relazione al superamento delle rispettive SL rispetto ai relativi impatti ambientali. Ciò al fine di individuare il punto di pareggio (breakeven) tra l'aumento dell'impatto ambientale del packaging sperimentato e la diminuzione dell'impatto ambientale relativo alla riduzione delle perdite alimentari. Questo equilibrio è stato calcolato in modo da garantire che il nuovo packaging consentisse la diminuzione dell'impatto ambientale complessivo del sistema di imballaggio dell'alimento (Wikström e Williams, 2010).

Un risultato atteso era la possibilità di dimostrare che con un aumento minimo dell'impatto ambientale delle soluzioni sperimentate per ottenere la ESL, si ottenessero delle riduzioni nelle PaR grazie all'acquisto del prodotto da parte del target "iniziatori".

Alcuni studi hanno trattato le relazioni tra le funzioni del packaging, come la ESL, le perdite alimentari e gli impatti ambientali (Heller et al. 2018) (Wikström et al. 2018). Tuttavia, nella comunità scientifica ancora non è sempre chiaro fino a che punto un nuovo packaging potrebbe influenzare direttamente il comportamento del consumatore o indirettamente le perdite alimentari (Wikström e Williams, 2010), tanto da essere considerata una questione ancora molto inesplorata (Wikström et al. 2019). Di recente, uno studio ha chiarito meglio tale influenza individuando le conseguenze di potenziali miglioramenti del packaging del "cheesecake" che, oltre ad una ESL, minimizzano le esternalità ambientali e massimizzano il risultato economico, incentivandone l'impiego (Guitierrez et al. 2017).

6.1.1. Soluzioni di confezionamento sperimentate

Il packaging, in prima approssimazione, è associabile ad un elevato impatto ambientale, e, come intermediario tra il prodotto e gli attori (utilizzatori) lungo tutta la catena di approvvigionamento, ha il potenziale per influenzare le perdite alimentari nelle sue diverse fasi (Hellstrom et al. 2017). Le *strategie di preservazione* del filetto di orata sperimentate in questo studio sono state selezionate sia per migliorare la sostenibilità ambientale che per ridurre la probabilità di generare PaR. Tali *soluzioni di trattamento ed imballaggio* adeguatamente combinate sono state il *confezionamento in atmosfera modificata* (MAP), il *dipping* in soluzioni a base di composti di origine naturale, il *coating eduli* a base di alginato di sodio e *materiali di imballaggio* con opportune proprietà barriera (Tabella 6.1).

Tab. 6.1 – Soluzioni di trattamento e confezionamento sperimentate

Soluzioni di trattamento e confezionamento sperimentato	Packaging: vaschetta, PAD e busta sigillante	Miscela gas: O ₂ e CO ₂	Chitosano	Estratto semi di pompelmo	Timolo	Alginato di sodio	Cloruro di calcio
(A) Semplice	X						
(B) MAP	X	X					
(C) Combinazione MAP + coating edule	X	X				X	X
(D) Combinazione MAP + Dipping	X	X	X	X	X		
(E) Combinazione Coating + Dipping + MAP	X	X	X	X	X	X	X

Le soluzioni adottate hanno l'obiettivo di ritardare la deperibilità della materia prima e di preservare le caratteristiche organolettiche. A tal fine si effettua il controllo di molti parametri tra cui la sicurezza dei materiali di confezionamento e la migrazione dei microrganismi, il sapore e l'odore neutro, le barriere alla luce, all'ossigeno, al vapore acqueo, all'anidride carbonica (CO₂), l'aroma, la temperatura di riempimento, lo stoccaggio e la distribuzione, la lavorabilità ed il mantenimento delle proprietà nutrizionali.

Le sperimentazioni delle opzioni di confezionamento sono state realizzate con *orate* di elevata qualità poiché, come tutti i prodotti ittici, sono soggetti a repentini cambiamenti biochimici ed enzimatici subito dopo la morte, che le rendono altamente deteriorabili. A tal fine, si è verificato che non sia stata interrotta la catena del "freddo", poiché è uno dei metodi migliori per mantenere inalterate le proprietà sensoriali e nutrizionali. Infatti, la presenza, la diffusione e lo sviluppo dei microrganismi, associato a quello di altri germi, produce profonde modificazioni chimiche ed incide sulla ESL, sull'indice di freschezza e, quindi, sulla qualità del prodotto.

L'alimento (80 g di filetto di orata) è stato ottenuto con una lavorazione a mano. La prima sperimentazione ha riguardato una *confezione "semplice"* (soluzione A) con busta sigillante, vaschetta e PAD che ha raggiunto una SL di meno di 2 giorni. I materiali impiegati per la busta sigillante sono stati film di imballaggio multistrato con barriera elevata ai gas per i quali si usa polietilene ad alta densità (HDPE), e poliammidi (PA). Per evitare il danneggiamento è stato usato un vassoio in polistirene (PS). Infine, per assorbire il gocciolamento, che consente di ridurre la crescita batterica e garantire la pulizia interna della confezione, è stato impiegato PAD assorbente, in combinazione con cellulosa e LDPE. Una ESL con un incremento pari a circa il

170% rispetto alla prima soluzione testata, si è ottenuto con il packaging con *MAP* (soluzione B). Tale opzione ha previsto l'inclusione nella confezione di una miscela di gas costituito da anidride carbonica ed ossigeno. Una SL quasi analoga a quella precedente è stata rilevata combinando *MAP* + *coating edule* (soluzione C). In tal senso si è realizzato il coating con il rivestimento con un sottile strato di sostanze antimicrobiche sul prodotto costituito da soluzione di alginato di sodio e soluzione di cloruro di calcio. Tali coperture commestibili consentono sia la protezione da agenti chimici, fisici e biologici sia il miglioramento delle proprietà strutturali e meccaniche.

La quarta sperimentazione ha riguardato la *combinazione MAP* + *Dipping* (soluzione D) ed ha raggiunto un livello di SL leggermente superiore a quelle delle due precedenti soluzioni (soluzioni B e C). In tale opzione, il *dipping* è stato realizzato mediante trattamenti di immersione in una soluzione ad azione antimicrobica naturale di chitosano ed acido lattico, di timolo in etanolo ed estratto di semi di pompelmo in acqua.

Infine, con l'ultima soluzione sperimentata, costituita dalla *combinazione Coating* + *Dipping* + *MAP* (soluzione E), si è conseguito il miglior risultato con una ESL circa 4 volte superiore a quelle delle sperimentazioni B, C e D.

6.2. LCA dell'innovazione di packaging per l'estensione della shelf life del filetto fresco di orata

6.2.1. La metodologia di analisi del ciclo di vita ed i suoi ambiti di applicazione

L'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) rappresenta la metodologia maggiormente diffusa per la valutazione delle performance ambientali di un prodotto, servizio o organizzazione. Essa rientra in un concetto più ampio di approccio sostenibile di supporto alle decisioni pubbliche e private riferite ai sistemi economici moderni, noto come "Life Cycle Thinking" (Bauman e Tillman 2004, Curran 2012, Mattson e Sonesson 2003, Russell et al. 2005).

Negli ultimi anni, l'LCA ha ricevuto il consenso e la condivisione non solo da parte del panorama scientifico internazionale ma è anche stata posta al centro di importanti politiche di governance atte ad indirizzare operatori pubblici e privati verso una maggiore sostenibilità dei processi (Boström et al. 2015, Roy et al. 2009, Salomone et al. 2015, Seidel 2016). La metodologia è stata oggetto di specifica normazione da parte dell'International Standard Organization ISO (ISO 14040:2006, ISO 14044:2006), le cui ultime versioni

sono rappresentate dagli standard UNI EN ISO 14040:2006 Gestione Ambientale – Valutazione del ciclo di Vita – Principi e quadro di riferimento ed UNI EN ISO 14044:2006 Gestione Ambientale – Valutazione del ciclo di Vita – Requisiti e linee guida. Al fine di indirizzare il processo di analisi di valutazione del ciclo di vita verso procedure atte a garantire qualità ed attendibilità dello studio, l'organismo di supporto alle politiche europee "Joint Research Centre – JRC" ha elaborato l'International Reference Life Cycle Data System (ILCD). Tale documento rappresenta una guida per esperti ed operatori nel campo dell'LCA finalizzata a colmare alcuni aspetti non sufficientemente trattati dalle norme ISO (per esempio: raccolta e validazione dei dati) (JRC-IES 2010). Gli sforzi verso una sempre maggiore armonizzazione delle procedure convergono nella Raccomandazione 2013/179/UE della Commissione Europea del 9 aprile 2013, la quale segna un passaggio importante nella standardizzazione degli studi di LCA. Attraverso la sperimentazione della "Product Environmental Footprint – PEF" e "Organisation Environmental Footprint – OEF", il provvedimento europeo pone le basi per la definizione di una metodologia comune capace di misurare, comunicare e rendere (per la prima volta) comparabili le prestazioni ambientali dei prodotti, servizi ed organizzazioni (COM 2013, GUUE 2013a, GUUE 2013b, EC 2018).

La ratio alla base di questo processo di definizione standardizzata della metodologia, risiede probabilmente, nei molteplici ambiti di applicazione che l'analisi del ciclo di vita trova.

Uno studio di LCA, infatti, può rispondere a diverse esigenze di interesse sia pubblico sia privato. Le procedure di certificazione dei sistemi di gestione della qualità ambientale dettate dalle norme ISO 14001:2015 e dal regolamento EMAS III (Regolamento UE n. 1221/2009) sanciscono il ruolo fondamentale dello studio di LCA nella determinazione della prestazione ambientale. Alla stessa maniera, i sistemi di certificazione della qualità ambientale dei prodotti e servizi (es. marchio Ecolabel) così come le regole di categoria di prodotto per le dichiarazioni ambientali (per esempio: EPD "Environmental Product Declaration" dell'International EPD System[®], PEF o "Made Green in Italy") fanno dell'analisi LCA la loro componente fondamentale.

Inoltre, l'analisi LCA, nella sua versione semplificata, è alla base della determinazione di indicatori di performance ambientali quali l'impronta di carbonio (Carbon Footprint) definita dall'apposita norma ISO/TS 14067:2018 o l'impronta idrica (Water Footprint) dettagliata nella norma ISO 14046:2014.

Seguendo quanto definito dalla norma ISO un'analisi LCA è "una compilazione e valutazione, attraverso tutto il ciclo di vita, dei flussi in entrata e

in uscita, nonché dei potenziali impatti ambientali, di un sistema di prodotti”. Questa definizione esprime l’ottica di analisi globale, definita “dalla culla alla tomba”, con la quale deve essere condotto lo studio dell’intero “sistema di prodotto”, considerando tutti i flussi di materia ed energia che interagiscono con esso.

L’articolazione tradizionale sancita dalla norma ISO prevede quattro fasi fondamentali apparentemente separati ma in realtà correlati da un continuo processo di feedback finalizzato alla rimodulazione del modello sulla base degli obiettivi di ottimizzazione delle prestazioni ambientali.

Le fasi di una LCA sono:

- definizione degli scopi e degli obiettivi, in cui occorre chiarire le premesse dalle quali sviluppare l’analisi LCA e definire alcuni aspetti fondamentali come l’unità funzionale, i confini del sistema, i metodi di allocazione ecc.;
- analisi d’inventario, una enucleazione di tutti i flussi materiali ed energetici che con riferimento all’unità funzionale, partono dall’ambiente, costituendo gli input del sistema produttivo e ritornano all’ambiente stesso sotto forma di output del sistema (prodotti, rifiuti ed emissioni);
- valutazione degli impatti, in cui si definiscono le grandezze e le relazioni che consentono di associare gli impatti ambientali potenziali ad ogni effetto di un sistema/prodotto (consumo di risorsa, emissione ecc.); in definitiva, se l’analisi di inventario consente di quantificare gli effetti ambientali, la fase successiva impone una stima dei potenziali impatti attraverso l’adozione di modelli che assumono ipotesi e convenzioni da stabilire (classificazione e quantificazione degli impatti, normalizzazione e pesatura delle diverse categorie di impatto);
- interpretazione e miglioramento, al termine della fase di determinazione degli impatti e del profilo ambientale, le performance individuate vengono analizzate al fine di rilevare le maggiori criticità del sistema ed ipotizzare possibili miglioramenti.

6.2.2. *LCA applicata ai prodotti ittici freschi e trasformati*

La metodologia LCA è stata largamente applicata alla supply chain dei prodotti ittici consentendo di analizzare nuovi aspetti relativi agli impatti ambientali connessi alla gestione delle attività di pesca e acquacoltura (Abdou et al. 2017, Aubin et al. 2006, Aubin et al. 2015, García García et al. 2016, Henriksson et al. 2012, Jerbi et al. 2012, Papatryphon et al. 2004, Ziegler et al. 2016). La produzione del filetto di pesce genera elevati impatti ambientali

(Poore e Nemecek 2018) e le relative perdite alimentari solo di recente sono state incluse nelle valutazioni ambientali con tale approccio.

Sono stati ampiamente analizzati, invece, i rischi di *impatti ambientali diretti* dell'acquacoltura. Tali impatti sono correlati all'uso di risorse naturali, all'inquinamento e alle emissioni prodotte, insieme a specifici impatti locali, come la trasmissione di malattie, la dispersione di specie non native o aliene ed il rilascio di antibiotici e farmaci nelle acque del mare o nelle vasche degli allevamenti on shore (Pelletier e Tyedmers 2008)⁴. Infatti, sono problematiche diffuse che sono state rilevate anche nella indagine diretta realizzata nell'ambito della presente ricerca in un'impresa di maricoltura nella stessa area in cui è stata allevata l'orata impiegata nella sperimentazione. Ulteriori impatti ambientali diretti riguardano gli ecosistemi marini e/o terrestri e la biodiversità (Brigolin et al. 2010).

Invece, gli *impatti ambientali indiretti* riguardano la produzione degli ingredienti dei mangimi, l'uso di energia (combustibile, elettricità) e le risorse impiegate per la costruzione di infrastrutture ed edifici (alcune volte queste ultime non sono state prese in considerazione in virtù dei loro trascurabili impatti) (Ayer e Tyedmers 2009).

Negli ultimi anni c'è stato un incremento dell'interesse circa le problematiche dell'acquacoltura con l'approccio LCA (Aubin 2013, Ziegler et al. 2016). Tuttavia si è osservato che la comparazione dei risultati di diversi studi LCA è molto complessa, principalmente a causa dell'impiego di metodologiche differenti, soprattutto nella definizione del sistema studiato e dei suoi confini (Henriksson et al. 2012). Le categorie di impatto ambientale prese in considerazione in tali studi (Aubin et al. 2009, Henriksson et al. 2012, Jerbi et al. 2012, Mungkung et al. 2013, Pelletier et al. 2007) comprendono alcune categorie rilevanti a livello di ecosistema, come l'acidificazione, l'eutrofizzazione e l'ecotossicità. Poi ci sono altre categorie tipiche della LCA: riscaldamento globale, occupazione di terreno, domanda di energia cumulativa totale. Infine, sono state valutate categorie peculiari per la produzione ittica, come l'uso del mare e l'impiego della produzione primaria netta. L'ultima è intesa come impoverimento biotico e rappresenta la quantità di carbonio necessaria per la produzione di pesce, considerato come risorsa biotica, che non è disponibile per altri scopi, ovvero per l'assorbimento di carbonio netto dell'ecosistema (Papatryphon et al. 2004, Pelletier e Tyedmers, 2008). Tale categoria combina la produzione primaria da origine terrestre e marina. Per gli ingredienti di origine terrestre si impiega il contenuto di carbonio delle colture (Tyedmers 2000), mentre per quelli di derivazione della

⁴ Per un maggiore approfondimento si rinvia al capitolo 3 del presente volume.

pesca, come la farina e l'olio di pesce, si usano i pesi netti e livelli trofici degli organismi marini (Pauly e Christensen 1995). Questo indicatore viene ancora calcolato in diversi modi, pur rappresentando un tema centrale della LCA applicato all'acquacoltura (Cashion et al. 2016, Emanuelsson et al. 2014). Infatti, attualmente è oggetto di sforzi metodologici finalizzati a definire delle procedure condivise per la contabilizzazione degli impatti con l'approccio LCA (Crenna et al. 2018). D'altra parte, la letteratura concorda nel considerare il mangime come il più grande responsabile degli impatti ambientali degli allevamenti ittici (Aubin et al. 2009, Boissy et al. 2011, García García et al. 2016, Iribarren et al. 2012, Jerbi et al. 2012, Mungkung et al. 2013, Pelletier et al. 2009).

Alcuni studi LCA hanno valutato gli *impatti ambientali dell'allevamento di orate* con gabbie nel mar Mediterraneo tunisino (Abdou et al. 2017) e spagnolo (García García et al. 2016).

Abdou et al. (2017) nel confrontare gli impatti della produzione di spigola (*Dicentrarchus labrax*) e dell'orata (*Sparus aurata*), oltre alle tipiche categorie di impatto ambientale, ha operato un perfezionamento della categoria dell'uso del mare. Infatti, tale categoria è stata proposta direttamente per valutare l'impatto dell'acquacoltura sull'area di mare impiegata e sulla degradazione dei fondali marini. I risultati di questo studio indicano che per tutte le categorie di impatto considerate l'allevamento dell'orata ha un impatto medio superiore rispetto a quello della spigola. Tuttavia, sono state osservate differenze significative in tutte le categorie di impatto, tranne il riscaldamento globale. Abdou et al. (2017) nell'evidenziare che il mangime rimane il principale responsabile degli impatti studiati mostra come tale responsabilità è direttamente correlata alla produzione dei loro importanti ingredienti, quali la farina e l'olio di pesce, oltre che alle altre colture agricole, e alle grandi quantità di azoto e fosforo rilasciate nell'ambiente. I primi hanno grande influenza sulla categoria dell'uso di produzione primaria netta. Mentre gli ultimi sono responsabili anche di un elevato livello di eutrofizzazione che è generalmente connesso a quel mangime non consumato e non digerito, nonché ai rifiuti solidi contenenti azoto e fosforo disciolti. Infine, lo studio sottolinea che tali impatti sono stati osservati in quantità maggiore per l'orata.

García García et al. (2016) ha utilizzato l'approccio "attributional" per lo studio LCA, che si concentra su una descrizione del sistema prodotto ed i suoi scambi ambientali impiegando la media dei dati. I confini dello studio sono stati suddivisi in due sub-sistemi, di cui uno riguarda specificamente la produzione di mangime, grazie alla disponibilità di dati confidenziali fornite da alcune imprese spagnole. Anche in questo studio, il mangime costituisce il maggiore dei problemi ambientali incidendo per il 48%, rispetto al com-

bustibile impiegato dalle imbarcazioni in mare (35%), alla crescita per l'immissione nell'ambiente di azoto e fosforo generato dal metabolismo delle orate (12%) ed alle infrastrutture, edifici, impianti e attrezzature utili per i processi di lavorazione (5%).

Abdou et al. (2017) e García García et al. (2016) evidenziano una coerenza dei risultati, che concordano con quelli di studi precedenti di Piedecausa et al. (2010) e Sarà et al. (2011), nel dimostrare che l'allevamento di orate rilascia più azoto e fosforo di quello della spigola.

Inoltre, si osserva chiaramente che la produzione della materia prima impiegata genera un range di impatti ambientali, in base alla differente composizione del mangime, tra il 51% al 90% (García García et al. 2016). In letteratura si rileva che tra le fonti di proteine, la farina di pesce e di soia determinano il maggior contributo per tutte le categorie di impatto (Ziegler et al. 2016). Nel caso di farina di soia riguarda la sua produzione in campo e l'estrazione dell'olio con solventi. Mentre nel caso di farina di pesce, gli impatti ambientali sono generati dal consumo del carburante per le navi da pesca e dal processo di disidratazione termica per ottenere la farina. Al contrario, la farina di glutine di frumento e farina di glutine di mais forniscono un contributo di piccola entità per le categorie di impatto. Anche se la farina di pesce e la farina di soia sono presenti nel mangime in una proporzione più grande delle farine di glutine di frumento e delle farine di glutine di mais, rappresentando circa il doppio, questo non spiega i risultati. Infatti, l'apporto complessivo di tutti i potenziali impatti ambientali di farina di soia (20%) e farina di pesce (35%) è 2-4 volte superiore a quello di farina di glutine di frumento ed è 3-5 volte superiore a quello di farina di mais. Il contributo della materia prima della farina di pesce e di soia (8%) è superiore a quello della farina di glutine di frumento e di mais (6%). Pertanto, tra le fonti di proteine, quella di mais fornisce il contributo più basso agli impatti ambientali (García García et al. 2016). I risultati presentati in letteratura sono molto importanti poiché esiste una grande difficoltà nel reperire dei dati attendibili sulla composizione dei mangimi, anche in presenza di un numero ridotto di fornitori mondiali (non arrivano a dieci). Tale difficoltà è stata anche confermata dall'indagine sul campo realizzata nell'ambito della presente ricerca. Infatti, pur esistendo una nutrita letteratura in essa si rilevano quasi sempre delle simulazioni di composizione del mangime da impiegare negli studi LCA (Aubin et al. 2006, García García et al. 2016, Papatryphon et al. 2004, Pelletier e Tyedmers 2007, Pelletier et al. 2009, Smáráson 2013), e che prende in considerazione tale formulazione come indicatore chiave nella determinazione degli impatti ambientali (Roque d'Orbcastel et al. 2009).

Abdou et al. (2017) raccomanda la necessità di ottimizzare la formulazione della dieta e di seguire meglio le strategie di alimentazione e pratiche agricole (per esempio gestione delle scorte, distribuzione dei mangimi, calcolo accurato della razione) per raggiungere un più alto rapporto di conversione dei mangimi (FCR)⁵ e, di conseguenza, migliorare le prestazioni ambientali dell'acquacoltura. Alcune sperimentazioni realizzate con il mangime somministrato nell'allevamento di orate hanno previsto anche la sostituzione della farina e olio di pesce con ingredienti di origine vegetale (ricchi di proteine) al fine di valutare la relazione tra la riduzione degli impatti ambientali e la crescita osservata delle orate (Ayadi et al. 2012, Benedito-Palos et al. 2007, Benedito-Palos et al. 2008, Ferreira et al. 2012)⁶.

Nella valutazione ambientale della supply chain dei prodotti ittici da acquacoltura, il riscaldamento globale è tra le categorie quella con maggiore impatto (71%) (García García et al. 2016), ed è tendenzialmente anche molto simile a quello della pesca (Ziegler et al., 2016). Il riscaldamento globale fino alla consegna al grossista pesa per oltre il 90% per il filetto di merluzzo pescato. Tali impatti sono determinati in prevalenza dall'uso del refrigerante e del carburante per le imbarcazioni. Anche per il filetto di salmone da acquacoltura pesa per oltre il 90% ed è legato al mangime (Pelletiers e Tyedmers 2010, Ziegler et al. 2016). Così le emissioni connesse al riscaldamento globale relative alla fase della lavorazione del filetto, pur rappresentando ben il 37% - 40% del pesce intero, hanno un impatto residuale (pari a 1-2%) (Pelletiers e Tyedmers 2010, Ziegler et al. 2016).

Un'altra questione critica per gli studi LCA è l'individuazione della metodologia con la quale sono stati allocati i sottoprodotti dei sistemi di pesca e di acquacoltura (Ayer et al. 2007). Le difficoltà di contabilizzare gli impatti ambientali dell'acquacoltura hanno fatto sorgere la necessità di sviluppare un approccio scientifico integrativo per valutarne la sostenibilità (Samuel-Fitwi et al. 2012). Inoltre, un approccio aggiuntivo, considerando sia gli impatti su scala locale e globale, è necessario per comprendere meglio le conseguenze dell'acquacoltura sull'ambiente naturale (Aubin et al. 2006), per includere anche altri indicatori non molto impiegati, come l'indice globale degli scarti e dei rigetti in mare (Vazquez-Rowe et al. 2012). È molto chiaro che gli impatti della supply chain attribuibili alla produzione e lavorazione del pesce sono molto più importanti del confezionamento. Infatti, Pelletiers e Tyedmers (2010) per il confezionamento stimano pari al 3% il contributo

⁵ Il rapporto di conversione del mangime (FCR), calcolato dividendo la produzione netta di una specie per l'apporto totale di mangime, è considerato il principale indicatore dell'efficienza di una strategia di alimentazione.

⁶ Per ulteriori approfondimenti si rinvia al capitolo 1 del presente volume.

al riscaldamento globale. Come pure il trasporto e la catena del freddo contribuiscono in modo trascurabile agli impatti ambientali. Ciò evidenzia che la conoscenza circa l'uso del prodotto nell'intero ciclo di vita della combinazione prodotto-confezionamento è centrale per i “packaging designer” e per gli “sviluppatori degli alimenti” al fine di integrare le conoscenze acquisite sulle funzioni di imballaggio per la protezione alimentare (Olsson e Larsson 2009) e per l'estensione della shelf life (ESL).

In questi ultimi anni, numerosi studi LCA si sono occupati del confezionamento alimentare in grado di garantire l'ESL. Tra essi in alcuni l'analisi è stata estesa alla relazione con le perdite e ai rifiuti alimentari (Conte et al. 2015, Guterrez et al. 2017, Heller e Keoleian 2017, Manfredi et al. 2015, Silvenius et al. 2013, Wikström et al. 2014, Williams e Wikström 2011, Zhang et al. 2015).

Williams e Wikström (2011) hanno analizzato gli impatti ambientali delle soluzioni di confezionamento ponendole in relazione alle perdite di alcuni alimenti (formaggio, pane, latte, ketchup e carne di manzo) al fine di confrontarli in un'ottica di equilibrio. L'elaborazione di questo approccio ha costituito un punto di svolta per la metodologia da impiegare nelle analisi di tali relazioni. In questo solco, Silvenius et al. (2013) ha esaminato gli impatti ambientali e le influenze che le alternative di imballaggio possono avere sui rifiuti alimentari analizzando alcuni casi. Lo studio ha riguardato alcune opzioni di confezionamento per alcuni alimenti (prosciutto crudo, pane “scuro” di cereali e “yogurt drink”) che prendevano in considerazione dimensioni/porzioni diverse ed alternative nei materiali impiegati. I risultati confermano che gli imballaggi non causano molti impatti ambientali.

Dunque, il cuore della ricerca presentata nel capitolo ha riguardato la valutazione delle prestazioni ambientali complessive degli alimenti messe in relazione alle soluzioni di confezionamento innovative che consentivano l'ottenimento di una maggiore shelf life, al fine di favorire la riduzione delle PaR. Siracusa et al. (2014) ha valutato le performance ambientali di soluzioni di confezionamento innovativo, come l'atmosfera modificata (MAP), nella prospettiva LCA di un sacchetto di pellicola bi-strato impiegato nell'imballaggio alimentare per la conservazione del cibo. I risultati dello studio del sacchetto costituito da film ottenuti impiegando uno strato di PA (poliammide) ed uno di LDPE (polietilene a bassa densità) hanno evidenziato che la categoria di impatto ambientale più colpita è quella delle risorse impiegate, seguita dal riscaldamento globale, dalla salute e qualità dell'ecosistema.

Altri studi hanno comparato gli impatti ambientali di un sistema di confezionamento tradizionale con un confezionamento innovativo in MAP e

“coated” (Conte et al. 2015, Guiterrez et al. 2017, Manfredi et al. 2015, Wikström et al. 2014, Zhang et al. 2015).

Conte et al. (2015) ha impiegato la metodologia LCA per valutare un sistema di confezionamento innovativo con lo scopo di identificare un eco-indicatore in grado di misurare l’effetto ambientale delle alternative di imballaggio tradizionali ed innovative, in differenti scenari con le relative diverse ESL, in relazione alle probabilità di perdite alimentari stimate. I risultati indicano che, per diventare più sostenibile, mediante l’adozione di un “approccio consequential” della LCA, diventa determinante la capacità dell’imballaggio di garantire la maggiore ESL in modo da ridurre la probabilità di perdita alimentari.

Manfredi et al. (2015) ha dimostrato anche che la soluzione di imballaggio innovativo “coated” con strato attivo per il confezionamento di latte fresco in contenitori di Tetra Top® riduce le perdite di latte con la relativa diminuzione degli impatti ambientali correlati al risparmio di latte.

Inoltre, Zhang et al. (2015), partendo da una rassegna della letteratura di differenti soluzioni di confezionamento *attivo* che sono state adottate per il confezionamento di carni rosse, ha confrontato diversi scenari che utilizzano imballaggi tradizionali e nuovi packaging che impiegano il “coating” e MAP, mediante l’uso di olio essenziale, finalizzati al confezionamento di carni fresche di bovino. Tra i risultati dello studio si evidenzia che a fronte di una riduzione delle perdite alimentari stimate grazie all’impiego della MAP ed il coating, si osserva che la produzione dell’alimento stesso domina in modo schiacciante le categorie di impatto ambientale, mentre si conferma che quelli del confezionamento hanno un ruolo residuale.

Guiterrez et al. (2017), applicando la metodologia LCA per valutare le prestazioni ambientali, ha analizzato il ruolo del confezionamento del “cheese cake” (torta di formaggio) nella preservazione della qualità e della sicurezza alimentare, connessa all’influenza che il confezionamento può generare sulla shelf life (SL), sul deterioramento e sulle perdite alimentari, e sulla gestione dei rifiuti. In tal senso ha evidenziato che l’imballaggio con MAP, consentendo contemporaneamente una ESL ed il mantenimento della qualità estetica del prodotto, aumenta il tempo disponibile per l’acquisto, con la relativa probabilità, che riduce le perdite alimentari e consente di diminuire gli impatti ambientali complessivi.

Wikström et al. (2014) osserva che le qualità degli imballaggi possono influenzare i rifiuti alimentari e dimostra, tramite la definizione di alcuni scenari, che l’impatto ambientale complessivo può essere calcolato in modo corretto se è incluso lo spreco alimentare. I risultati mostrano che la funzione di “evitare lo spreco di cibo” è un problema critico per la soluzione di confe-

zionamento. Quindi per esplorare pienamente il potenziale posseduto dai sistemi di packaging per ridurre l'impatto ambientale complessivo, i rifiuti alimentari dovrebbero essere inclusi nell'approccio LCA.

In tal senso gli studiosi hanno individuato tale filone di ricerca come necessario da perseguire per analizzare gli impatti ambientali in relazione al rapporto tra le alternative di imballaggio ed i rifiuti alimentari (Wikström et al. 2018).

6.2.3. Analisi LCA del caso studio: innovazione di packaging del filetto di orata

6.2.3.1. Definizione degli scopi e degli obiettivi

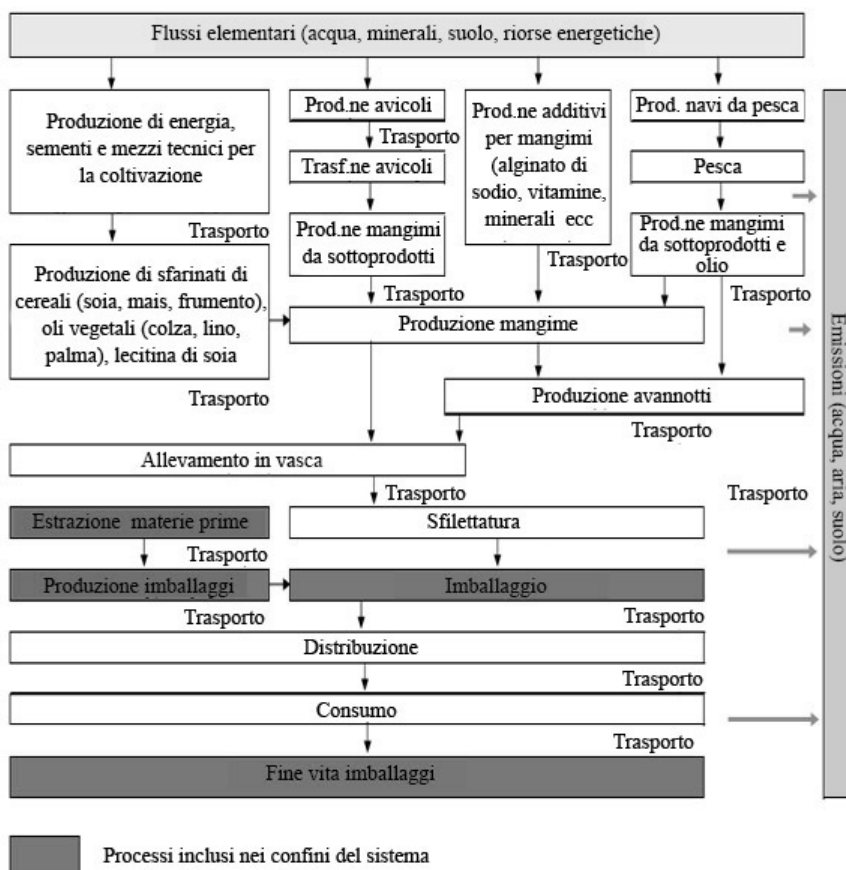
La metodologia LCA è stata applicata al settore dei prodotti ittici trasformati, con l'obiettivo di valutare i profili ambientali di diverse soluzioni di packaging innovativo atto a prolungare la vita utile del prodotto.

L'obiettivo finale è valutare il peso ambientale dell'impiego delle diverse soluzioni di trattamento e confezionamento e confrontarlo con il vantaggio ambientale potenziale derivante dal prolungamento della vita utile del prodotto.

Il caso studio analizza quattro soluzioni di packaging dei filetti di orata confrontando le relative performance ambientali con quelle del tradizionale confezionamento in aria.

L'unità funzionale (UF) scelta è la porzione di 80 g di filetti di orata, mentre i flussi di riferimento si riferiscono ai materiali di imballaggio, energia e soluzioni gassose impiegate per la preparazione delle diverse confezioni contenenti il quantitativo definito dall'unità funzionale.

Fig. 6.1 – Confini del sistema



Considerato l'obiettivo dello studio, i confini del sistema sono stati limitati alle fasi di produzione degli imballaggi, confezionamento del prodotto e smaltimento delle confezioni (Figura 6.1). I dati sono stati processati con l'ausilio del software Gabi, utilizzando i database in esso presenti ed il dataset Ecoinvent. Per quanto riguarda la valutazione degli impatti, sono state scelte le categorie definite nell'ambito del progetto PEF (EC, 2018).

6.2.3.2. Analisi d'inventario

L'analisi di raccolta dati è stata rivolta al reperimento di informazioni relative alla produzione dei materiali di imballaggio e delle tecniche di confezionamento eseguite durante le sperimentazioni. La Tabella 6.1 evidenzia le principali differenze tra le diverse soluzioni analizzate in termini di input energetici e materiali necessari alla produzione dell'unità funzionale. L'analisi della suddetta tabella consente di effettuare, già in questa fase preliminare, alcune interessanti considerazioni in termini di incidenza del peso degli imballaggi sul peso totale della confezione. In particolare, il quantitativo di sostanze impiegate per estendere la vita utile (estensione shelf life) (ESL) del prodotto non comporta un aggravio rilevante sul bilancio di massa totale e dei relativi flussi di riferimento. Ciò fornisce spunti di riflessione per la successiva discussione riguardante l'opportunità di adottare tali soluzioni in funzione della capacità che queste hanno di raggiungere obiettivi di efficientamento ambientale attraverso ipotesi di riduzione delle perdite.

Le quantità di coadiuvanti tecnologici, scarti, gas, elettricità e tipologie di materiali di imballaggio sono dati primari. Le informazioni relative alle produzioni dei materiali da imballaggio e coadiuvanti tecnologici sono "dati secondari" reperiti dai database PlasticsEurope, Thinkstep ed Ecoinvent (Frischknecht et al. 2007, IKP e PE 2002, Nemecek e Kägig 2007, Weidema et al. 2013). I dati riferiti al mix di produzione energetica italiana sono stati aggiornati a quanto reso disponibile dal GSE (Gestore Servizi Energetici) (<http://www.gse.it>). Per quanto riguarda la fase di smaltimento degli imballaggi, l'approccio adottato è quello della "Circular Footprint Formula" (CFF) previsto nelle linee guida PEF/OEF (Ojala et al. 2016). Tale approccio prevede l'applicazione di percentuali, su base europea, relative alla destinazione del fine vita dei materiali in seguito alla fase d'uso, distinguendo tra le opzioni: valorizzazione energetica (incenerimento), riciclo e discarica. Nella CFF sono stati quantificati gli "impatti evitati" derivanti dalla valorizzazione energetica in termini di "non produzione di energia elettrica e termica" e dal riciclo in termini di "non estrazione di materia prima". Lo studio ha preso in esame il fine vita dei materiali componenti la confezione rappresentati da PA, HDPE, PS e fibre di cellulosa. Secondo le statistiche europee (EUROSTAT 2019) per le materie plastiche (PA, HDPE, PS) le percentuali di riciclo si attestano in media al 35%, mentre la percentuale destinata alla valorizzazione energetica (elettrica e termica) per incenerimento è del 30%. La restante parte è da considerarsi smaltita in discarica. Per le fibre di cellulosa, invece, le percentuali sono: riciclo 84%, incenerimento 7%, discarica 9%.

Tab. 6.1 – Differenze nei quantitativi in input delle diverse soluzioni di packaging per ottenere l'Unità Funzionale (UF)

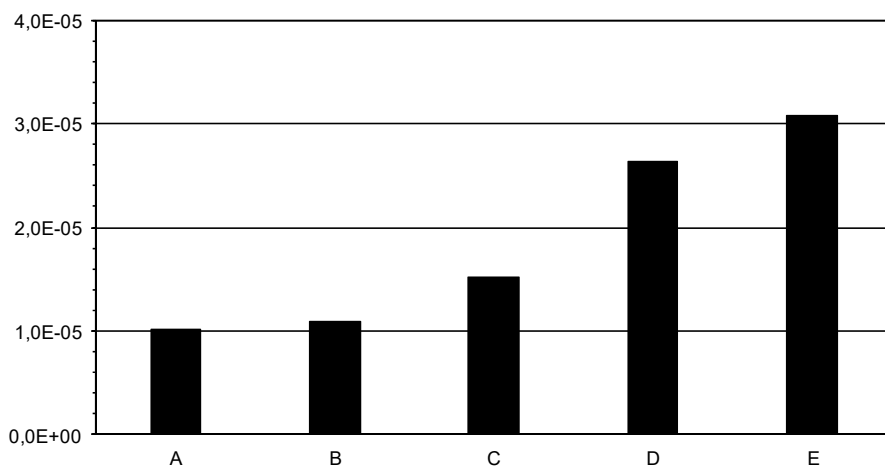
Soluzioni di packaging		INPUT				
		Aria (A)	MAP (B)	Coating + MAP (C)	Dipping + MAP (D)	Coating + Dipping + MAP (E)
Orata (intera)	g	200	200	200	200	200
Acqua distillata	g	35	35	35	35	35
Chitosano (*)	g				X	X
Acido lattico (*)	g				X	X
Olio essenziale di semi pompelmo (*)	g				X	X
Timolo (*)	g				X	X
Etanolo (*)	g				X	X
Alginato di sodio (*)	g			X		X
Cloruro di calcio (*)	g			X		X
Elettricità	kWh	0,0004	0,0038	0,0038	0,0038	0,0038
Ossigeno (*)	g		X	X	X	X
CO ₂ (*)	g		X	X	X	X
Polietilene (HDPE)	g	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6
Poliammide (PA)	g	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
Polistirene (PS)	g	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
Cellulosa	g	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3

(*) Per ragioni di riservatezza le quantità impiegate non vengono riportate in tabella.

6.2.3.3. Analisi degli impatti

L'analisi degli impatti condotta secondo le linee guida PEF permette di evidenziare per ogni singola categoria d'impatto le differenti performance delle diverse soluzioni di packaging. Il processo metodologico, in una prima fase, prevede di evidenziare i risultati della LCIA in seguito a caratterizzazione per ciascuna categoria d'impatto. La Tabella 6.2 mostra i risultati in valore assoluto, distinguendo, per la categoria effetto serra (Global Warming), i diversi contributi delle fonti fossili (fossil), rinnovabili (biogenic) e del cambiamento del suolo (land use). Il processo di normalizzazione e pesatura permette di comparare i valori di ogni categoria d'impatto (Tabella 6.3) fino ad aggregarli per l'ottenimento di un eco-indicatore, espressione delle performance ambientali complessive dello scenario di packaging analizzato.

Graf. 6.1 – Eco-indicatore ottenuto secondo le linee guida PEF delle varie soluzioni di packaging



Il Grafico 6.1 mostra i valori dell'eco-indicatore evidenziando le differenze tra gli scenari. Dall'analisi del grafico si evince che l'aggravio in termini di "costi ambientali complessivi" dell'applicazione dell'innovazione di packaging più efficace in termini di prolungamento della vita utile (ipotesi E) risulta essere di tre volte rispetto al tradizionale confezionamento in aria (ipotesi A). All'interno di questo limite si collocano le soluzioni intermedie, tra le quali l'ipotesi D presenta performance incoraggianti. Al fine di comprendere quali sono gli aggravii in termini ambientali per ciascuna delle categorie analizzate i risultati sono stati elaborati in termini di scostamenti percentuali dal benchmark rappresentato dallo scenario A. L'analisi del Grafico 6.2 consente di rilevare in termini percentuali e per ciascuna delle categorie d'impatto analizzate (sia in seguito a sola caratterizzazione che dopo normalizzazione e pesatura) l'aggravio degli impatti ambientali derivanti dall'adozione delle relative soluzioni tecnologiche. Come si può agevolmente notare, tali scostamenti appaiono molto variabili (Grafico 6.2), in alcuni casi come per le categorie effetto serra da fonti rinnovabili (1b) o da uso del suolo (1c), acidificazione (5), emissioni di particolato (6), radiazioni ionizzanti (8), eutrofizzazione delle acque marine (12) e consumo della risorsa acqua (13) la maggiorazione non supera il 50% dal valore di riferimento dello scenario A. Per altre categorie d'impatto come la tossicità umana da sostanze cancerogene (3) o l'uso del suolo (13) questi scostamenti appaiono maggiormente rilevanti, fino a raggiungere una maggiorazione, rispettivamente di tre e quattro volte superiore all'ipotesi di riferimento. Comunque, è interessante

notare come, ad eccezione di questi due casi limite, lo scostamento percentuale degli impatti non supera il 200%. Spostando l'attenzione sui risultati in seguito a normalizzazione e pesatura (Grafico 6.3) ci si accorge che lo scenario rimane più o meno stabile con un sensibile peggioramento per le categorie eco-tossicità delle acque dolci (3) ed eutrofizzazione delle acque dolci (4), i cui scostamenti in questo caso superano il 200%.

6.2.3.4. Interpretazione e miglioramento

L'analisi degli impatti ha evidenziato le criticità ambientali dovute all'adozione delle soluzioni innovative per il confezionamento di prodotti ittici trasformati rispetto al tradizionale confezionamento "in aria". Appare chiaro come nel sistema descritto dalla LCA, basato su flussi quantitativi di materie ed energia, l'introduzione di ulteriori coadiuvanti tecnologici e materiali di imballaggio nonché il maggior consumo di energia elettrica comporti dei peggioramenti delle performance ambientali rispetto al sistema "meno complesso" dello scenario di partenza (ipotesi A). Lo sforzo metodologico successivo deve tendere a discostarsi dalle linee guida delle procedure standardizzate di un'analisi del ciclo di vita cercando di elaborare un nesso di causalità tra l'aggravio delle performance ambientali derivante dall'adozione del packaging innovativo e l'incidenza positiva del prolungamento della vita utile (shelf life) del prodotto rappresentata dai vantaggi ambientali della riduzione potenziale delle perdite dell'alimento. Questo cambio di prospettiva impone una "forzatura metodologica" che si scontra con i limiti di una LCA dovuti alla difficoltà di valutare in maniera oggettiva scenari caratterizzati da forte variabilità e soggettività in cui i fattori in gioco sono molteplici (politiche di magazzino, abitudini, comportamento di acquisto del consumatore, diffidenza e resistenza alle novità ecc.).

La letteratura afferma che sicuramente un prolungamento della vita utile di un prodotto (shelf-life) assicura una riduzione delle perdite alimentari soprattutto nel caso di prodotti ad alta deperibilità come quelli del comparto ittico e nel paragrafo successivo saranno trattati gli aspetti salienti di questo assunto condiviso e i vantaggi ambientali che ne possono derivare in termini di riduzione degli impatti ambientali.

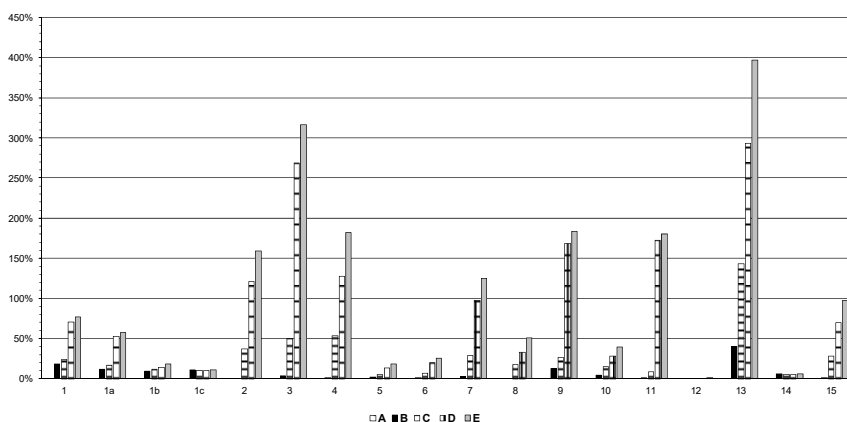
Tab. 6.2 – Analisi degli impatti in seguito a caratterizzazione per ciascuna categoria definita dalle linee guida PEF

Categorie d'impatto da linee guida PEF (Impact Assessment)	Unità	Soluzioni di packaging				
		A	B	C	D	E
1 PEF-IPCC global warming total (fossil+biogenic)	kg CO ₂ -Equiv.	0,0122	0,0144	0,0208	0,0152	0,0216
1a PEF-IPCC global warming (fossil)	kg CO ₂ -Equiv.	0,0153	0,0171	0,0234	0,0179	0,0241
1b PEF-IPCC global warming (biogenic)	kg CO ₂ -Equiv.	-0,00305	-0,00277	-0,00261	-0,00267	-0,0025
1c PEF-IPCC global warming (land use change)	kg CO ₂ -Equiv.	-2,71E-05	-2,42E-05	-2,42E-05	-2,42E-05	-2,42E-05
2 Ozone depletion, WMO model, ReCiPe	kg CFC-11 eq	1,24E-10	1,24E-10	2,75E-10	1,70E-10	3,21E-10
3 Human toxicity cancer effects, USEtox (without long-term)	CTUh	1,24E-11	1,28E-11	4,57E-11	1,87E-11	5,16E-11
4 Human toxicity non-canc. effects, USEtox (without long-term)	CTUh	2,44E-10	2,45E-10	5,57E-10	3,76E-10	6,88E-10
5 Acidification, accumulated exceedance	Mole of H+ eq.	0,000224	0,000228	0,000256	0,000237	0,000265
6 Particulate matter/Respiratory inorganics, RiskPoll	kg PM _{2,5} - Equiv.	1,40E-05	1,42E-05	1,68E-05	1,50E-05	1,76E-05
7 Ecotoxicity for aquatic fresh water, USEtox (without long-term)	CTUe	0,000944	0,00097	0,00187	0,00122	0,00212
8 Ionising radiation, human health effect model, ReCiPe (corrected)	kg 235U eq	-0,0111	-0,0111	-0,0074	-0,00915	-0,00547
9 Photochemical ozone formation, LOTOS-EUROS model, ReCiPe	kg NMVOC	2,19E-05	2,46E-05	5,88E-05	2,78E-05	6,21E-05
10 Terrestrial eutrophication, accumulated exceedance	Mole of N eq.	0,000211	0,00022	0,000272	0,000243	0,000294
11 Freshwater eutrophication, EUTREND model, ReCiPe (without long-term)	kg P eq	1,12E-06	1,13E-06	3,05E-06	1,22E-06	3,14E-06
12 Marine eutrophication, EUTREND model, ReCiPe	kg N-Equiv.	0,000104	0,000104	0,000104	0,000104	0,000105
13 Land use, Soil Organic Matter (SOM, Ecoinvent&Hemeroby - EMS-19May2015)	kg C deficit eq	-0,00121	-0,00072	0,00235	0,000532	0,003606
14 Resource depletion water, midpoint, Swiss Ecoscarcity (v1.06 - EMS- 19May2015)	m ³ eq.	0,0201	0,0189	0,0189	0,0189	0,0189
15 Resource Depletion, fossil and mineral, reserve Based, CML2002	kg Sb-Equiv.	2,42E-07	2,45E-07	4,11E-07	3,11E-07	4,77E-07

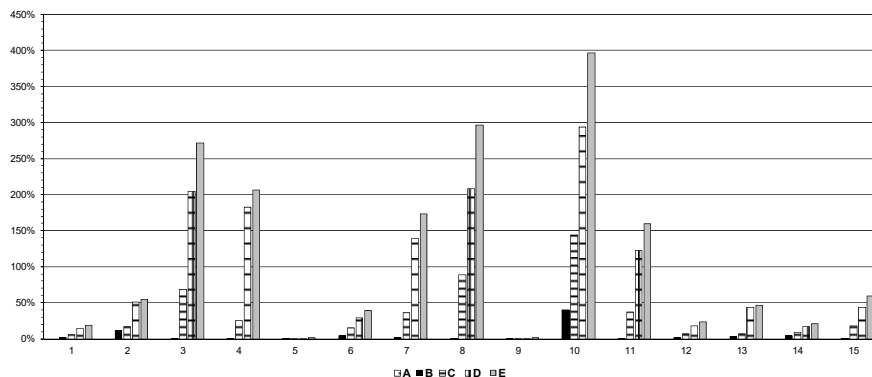
Tab. 6.3 – Analisi degli impatti in seguito a normalizzazione e pesatura seguendo le linee guida PEF

Categorie d'impatto da linee guida PEF (Normalization & Weighting)	Soluzioni di packaging				
	A	B	C	D	E
1 Acidification midpoint (v1.06)	4,74E-06	4,81E-06	5,41E-06	5,01E-06	5,61E-06
2 Climate change midpoint, incl biogenic carbon (v1.06)	1,77E-06	1,97E-06	2,65E-06	2,05E-06	2,7361E-06
3 Ecotoxicity freshwater midpoint (v1.06)	1,00E-06	1,01E-06	3,05E-06	1,69E-06	3,73E-06
4 Eutrophication freshwater midpoint (v1.06)	8,94E-07	8,98E-07	2,52E-06	1,12E-06	2,74E-06
5 Eutrophication marine midpoint (v1.06)	2,48E-06	2,49E-06	2,50E-06	2,51E-06	2,52E-06
6 Eutrophication terrestrial midpoint (v1.06)	1,20E-06	1,25E-06	1,54E-06	1,38E-06	1,67E-06
7 Human toxicity midpoint, cancer effects (v1.06)	3,63E-06	3,69E-06	8,66E-06	4,95E-06	9,92E-06
8 Human toxicity midpoint, non-cancer effects (v1.06)	7,04E-07	7,07E-07	2,17E-06	1,33E-06	2,79E-06
9 Ionizing radiation midpoint, human health (v1.06)	-1,21E-05	-1,21E-05	-1,20E-05	-1,20E-05	-1,19E-05
10 Land use, Soil Organic Matter (SOM, Ecoinvent&Hemeroby)	-1,6E-08	-9,7E-09	3,14E-08	7,11E-09	4,8204E-08
11 Ozone depletion midpoint (v1.06)	5,73E-09	5,74E-09	1,27E-08	7,86E-09	1,49E-08
12 Particulate matter/Respiratory inorganics midpoint (v1.06)	3,11E-06	3,14E-06	3,66E-06	3,31E-06	3,82E-06
13 Photochemical ozone formation midpoint, human health (v1.06)	2,51E-06	2,58E-06	3,59E-06	2,67E-06	3,68E-06
14 Resource depletion water, midpoint (v1.06)	-3,72E-06	-3,56E-06	-3,10E-06	-3,40E-06	-2,94E-06
15 Resource depletion, mineral, fossils and renewables, midpoint (v1.06)	3,95E-06	3,99E-06	5,64E-06	4,64E-06	6,29E-06

Graf. 6.2 – Scostamenti percentuali delle performance ambientali in seguito a caratterizzazione di ogni categoria d'impatto definita dalle linee guida PEF delle diverse innovazioni di packaging rispetto all'ipotesi A (confezionamento in aria)



Graf. 6.3 – Scostamenti percentuali delle performance ambientali in seguito a caratterizzazione, normalizzazione e pesatura di ogni categoria d’impatto definita dalle linee guida PEF delle diverse innovazioni di packaging rispetto all’ipotesi A (confezionamento in aria)



6.3. Trade off impatti ambientali tra packaging con estensione della shelf life e riduzione delle perdite alimentari del filetto di orata

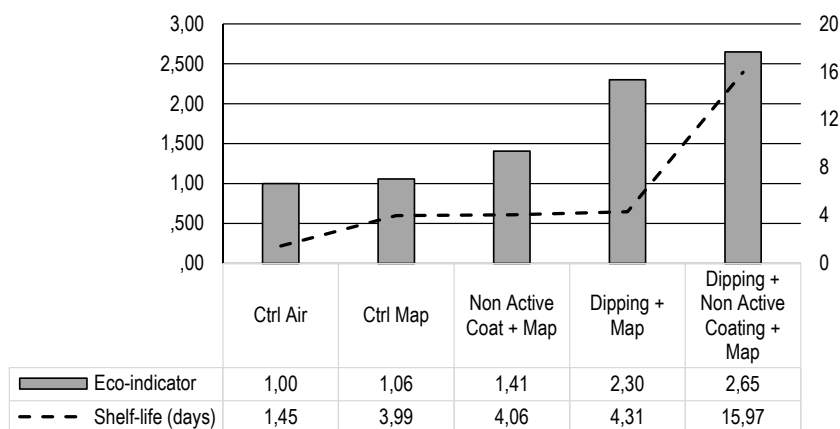
L’approccio LCA è stato impiegato per studiare i rifiuti alimentari e più di recente le perdite alimentari (Laurent et al. 2014, Kim e Kim 2010, Lundie e Peters 2005) causa di impatti ambientali indiretti. L’inclusione di tali impatti negli studi LCA consentiva di individuare il miglior sistema di confezionamento in grado di “bilanciare” il proprio impatto ambientale con quello della perdita potenziale di prodotto connesso alla SL (Heller e Keoleian 2017, McMillin 2008, Williams e Wikström 2011).

McMillin (2008) evidenzia che dal punto di vista del ciclo di vita, qualsiasi valutazione dell’impatto ambientale degli imballaggi per alimenti deve tener conto dei benefici positivi della riduzione delle perdite alimentari nella supply chain. Infatti, la letteratura è concorde nel ritenere che le misure intraprese per ridurre gli *impatti ambientali indiretti* sono di gran lunga più importanti di quelle adottate per ridurre gli impatti diretti, relativi alla produzione del materiale per il confezionamento e al trattamento del suo fine vita (Silvenius et al. 2013, Wikström et al. 2014, Williams e Wikström 2011). In tal senso, Wikström e Williams (2010) e Williams e Wikström (2011) nei loro lavori hanno proposto un modello che descrive il processo per individuare il “punto di pareggio” tra i potenziali vantaggi ambientali derivanti dalla riduzione delle perdite alimentari e i costi ambientali generati dall’im-

piego di una nuova soluzione di confezionamento. Zhang et al. (2015) ha valutato le prestazioni ambientali del prodotto alimentare e del suo confezionamento come un intero sistema che incorporava l'effetto della riduzione delle perdite alimentari per mezzo di valutazione del ciclo di vita (LCA). Ciò consentiva di valutare se il sistema era inefficiente, in modo da aumentare la convenienza ad adottare un sistema di confezionamento innovativo, che con la ESL consente la riduzione delle perdite alimentari. Tale approccio accettato nella comunità scientifica è stato utilizzato di recente (Heller et al. 2018), anche per impiegare la metodologia LCA al fine di evidenziare i trade-off tra la progettazione del packaging ed i rifiuti alimentari (Heller e Keoleian 2017).

L'analisi dal punto di vista ambientale è stata più "complessa", perché suscettibile di perplessità ed ambiguità ad un primo livello di approfondimento. Nella ricerca presentata in questo capitolo sono state adottate soluzioni di confezionamento per il filetto di orata più "s sofisticate" che inducevano a pensare ad un rilevante incremento degli impatti ambientali generati dall'impiego di ulteriori input di risorse e di emissioni. Infatti, le soluzioni innovative adottate consentivano ESL crescenti in corrispondenza delle quali si osservava la crescita dell'eco-indicatore PEF (Grafico 6.4).

Graf. 6.4 – Life Cycle Assessment Vs Shelf Life



Quindi, si poteva valutare se la stima dell'incremento delle riduzioni delle PaR connesse alla ESL del packaging innovativo consentiva di giungere ad una riduzione dell'impatto ambientale complessiva del prodotto confezionato. La stima di tali perdite alimentari si è resa necessaria poiché era ogget-

tivamente difficile la conduzione di studi quantitativi, anche in considerazione del fatto che le imprese preferiscono non comunicare molte volte i dati “sensibili”. A tal proposito si osserva che rari studi sono stati realizzati sulle perdite alimentari al dettaglio nella supply chain del pesce e le hanno stimate dal 5% (Garrone et al. 2012) al 9% (Gustavsson et al. 2011). In particolare, WRAP 2011 evidenzia, da dati derivanti da un data set molto completo forniti dai rivenditori, che le perdite alimentari per i prodotti ittici è pari al 6-8%. Quindi nella ricerca è stato assunto il valore medio pari al 7%. Inoltre, WRAP (2015) mostra che il 94,8% delle PaR è causato da perdite per “superamento della data di scadenza”, mentre solo il 5,2% è dovuto a “perdite di qualità”. WRAP (2015) rileva anche un’elevata propensione alle PaR per “superamento della data scadenza” nelle categorie alimentari con una breve SL, proprio come nel caso del filetto di orata.

Nella ricerca si impiegano i risultati dello studio LCA (par. 6.2.) e le suddette stime delle PaR fornite dalla letteratura (Garrone et al. 2012, WRAP 2011, 2015) per realizzare un’analisi in base a differenti scenari (Wikström e Williams 2010, Wikström et al. 2014, Wikström et al. 2016).

Gli scenari adottati hanno consentito la valutazione della relazione tra la ESL ed il potenziale vantaggio ambientale generato dalla riduzione delle PaR. I calcoli sono stati realizzati con l’espansione del sistema per due categorie di impatto ambientale: “Climate change midpoint, incl. biogenic carbon” (g CO₂-eq) e “Marine eutrophication” (g PO₄-eq). Inoltre, in entrambe le espansioni è stato effettuato il confronto tra il confezionamento “controllo in aria”, con la peggiore SL, con quello “best”, che impiega il dipping, coating e MAP, che ha conseguito nella sperimentazione la ESL più elevata.

Nell’espansione del sistema I, si confrontano prima i due sistemi di allevamento dell’orata (“best system” e “worst system”) calcolati in riferimento alle proteine presenti nel filetto confezionato (grammi 80) (Nijdam et al. 2012). Successivamente si compara l’incremento di impatto ambientale del filetto di orata nel confezionamento “best”, rapportato all’incremento di emissioni di CO₂ rispetto al “controllo in aria”, in relazione ai due sistemi di allevamento “best” e “worst”. Gli incrementi calcolati risultano essere pari rispettivamente a 8,89% e 0,63%. Infine, tali incrementi di impatto ambientale vengono presi in considerazione per calcolare il “gap” per entrambi i sistemi di allevamento, dove per “gap” si intende *il livello di riduzione delle PaR necessario per assorbire l’aggravio di impatti ambientali generati nella soluzione di confezionamento “best”*.

I “gap” mostrano che le percentuali di riduzione di PaR, che si dovrebbero raggiungere grazie alla ESL, pur essendo maggiore per il “best system” (0,59%) rispetto al “worst” (0,04%), sono entrambe *irrilevanti*. Quindi, si

può ragionevolmente intuire che tale livello di riduzione è agevolmente raggiungibile al fine di compensare l'aumento di emissioni di CO₂ generato dalla soluzione di confezionamento “best”.

Nell'espansione del sistema II, si confrontano i “best system” e “worst system” di allevamento rispetto al *rapporto di conversione del mangime* (FCR), ovvero *quanti kilogrammi di mangime occorrono per ottenere 1 kg di orate*. Il FCR che necessita di una quantità inferiore di mangime si può considerare più “efficiente” (“best FCR”) (Ferreira et al. 2012) e si contrappone a quello inefficiente (“worst FCR”) (EUMOFA 2014). Successivamente si calcola il fabbisogno di mangime per il filetto di orata, considerando il rendimento di conversione pari al 25% (EUMOFA 2014), al fine del calcolo dell'incremento di eutrofizzazione marina potenziale nel confezionamento “best”, rispetto al “controllo in aria”, in relazione ai due sistemi di allevamento “best” e “worst”. Gli incrementi calcolati risultano essere pari rispettivamente a 1,18% e 0,23%. Infine, tali incrementi di impatto ambientale vengono presi in considerazione per calcolare il “gap” per entrambi i sistemi di allevamento. Tra i “gap” relativi alle percentuali di riduzione di perdite quello maggiore risulta essere il “best FCR” (0,08%) rispetto al “worst” (0,02%).

Quindi, anche per questa seconda espansione di sistema si può ragionevolmente intuire che tale livello di riduzione è agevolmente raggiungibile al fine di compensare gli incrementi degli impatti ambientale generati dalla soluzione di confezionamento “best”.

In definitiva, *i risultati dell'espansione del sistema (I e II), sembrano mostrare che l'ESL potrebbe essere considerato come un “indicatore di sostenibilità”*. Ciò diventa ancora più plausibile se si conoscono i livelli iniziali di perdite alimentari e nell'ipotesi in cui ci sia un target di consumatori “iniziatori” interessato al filetto di orata. Un target che potrebbe essere rappresentato dal 27% delle famiglie italiane che fa la spesa una volta a settimana (Istituto Italiano Imballaggio 2016), da cui occorre sottrarre i consumatori che vogliono sempre cibo fresco. La consistenza del target sembra essere interessante, tenendo presente la regola della consegna presso il rivenditore entro i 1/3 della SL, nel caso del confezionamento “best” si avrebbero a disposizione oltre 10 giorni di vita sullo scaffale, mentre per il pesce fresco con “controllo in aria” si avrebbe a disposizione solo mezza giornata. Quindi, in questo secondo caso occorrerebbe essere certi che coloro i quali sono interessati all'acquisto dell'orate fresca sappiano realmente riconoscerne la “freschezza”.

Mentre nel caso del filetto di orata con confezionamento “best” per il target “iniziatori” si stimerebbe l'aumento della probabilità di acquisto e si ridurrebbe quella delle perdite. Tuttavia, tale target non dovrebbe essere influ-

enzato dalla “neofobia”, cioè dalla *resistenza al consumo di alimenti che adottano tecnologie alimentari innovative*, quale sono appunto i sistemi in dipping e coating e MAP. La neofobia, correlata alla percezione del rischio, congiunta alle preoccupazioni per la sicurezza alimentare, potrebbe essere agevolmente superata mediante l’adozione di adeguate azioni di informazione e formazione sulle caratteristiche delle soluzioni di confezionamento innovative (Chen et al. 2013, Cox et al. 2007, Grebitus et al. 2013), evitando però di focalizzarsi solo sui vantaggi ambientali e non su quelli diretti per il consumatore (Arboretti e Bordignon 2016), in considerazione del fatto che la SL viene percepita solo dal 2% di loro come una funzione del packaging di protezione del prodotto (Lindh et al. 2016).

In conclusione, le nuove soluzioni di packaging possono essere accettate anche se aumenta l’impatto ambientale del confezionamento, se le nuove soluzioni, favorendo la ESL, riducono le perdite alimentari. La dimensione accettabile di questo maggiore impatto ambientale del packaging dipende dalla dimensione della perdita alimentare iniziale nel sistema di imballaggio alimentare esistente, dalla dimensione della riduzione delle perdite alimentare che può essere raggiunto e dal rapporto tra l’impatto ambientale dell’alimento e quello della confezione.

Il *modello* impiegato potrebbe essere adottato dagli sviluppatori di imballaggi per valutare le prestazioni ambientali del rapporto tra il packaging innovativo e la possibilità di ridurre le perdite alimentari rispondendo alle istanze della comunità scientifica (Wikström et al. 2018). Ciò al fine di stimare l’impatto ambientale del prodotto/packaging innovativo ed il corrispondente trade-off rispetto alle relative PaR.

Bibliografia

- Abdou K., Aubin J., Romdhane M.S., Le Loc’h F., Lasram F.B.R. (2017), “Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm”, *Aquaculture*, 471, 204-212.
- Arboretti R., Bordignon P. (2016), “Consumer preferences in food packaging: CUB models and conjoint analysis”, *British Food Journal*, Vol. 118, Iss: 3, 527-540.
- Aubin J., Papatryphon E., Van der Werf H.M.G., Petit J., Morvan Y.M. (2006), “Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using life cycle assessment”, *Aquaculture*, 261, 1259-1268.
- Aubin J., Papatryphon E., Van derWerf H.M.G., Chatzifotis S. (2009), “Assesment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment”, *Journal of Cleaner Production*, 17, 354-361.

- Aubin J. (2013), "Life cycle assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish", *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources*, 8(011), 1-10.
- Aubin J., Baruthio A., Mungkung R., Lazard J. (2015), "Environmental performance of brackish water polyculture system from a life cycle perspective: a Filipino case study", *Aquaculture*, 435, 217-227.
- Ayadi F.Y., Rosentrater K.A., Muthukumarappan K. (2012), "Alternative Protein Sources for Aquaculture Feeds", *Journal of Aquaculture Feed Science and Nutrition*, 4 (1), 1-26.
- Ayer N.W., Tyedmers P.H., Pelletier N.L., Sonesson U., Scholz A., (2007), "Coprodut allocation in life cycle assessments of seafood production systems: Review of problems and strategies", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 480-487.
- Ayer N.W., Tyedmers P.H. (2009), "Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada", *Journal of Cleaner Production*, 17, 362-373.
- Bauman, H., Tillman, A.M. (2004), *The hitchhiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application*, Studentlitteratur, Lund, Sweden, pp. 1-543.
- Benedito-Palos L., Saera-Vila A., Caldach-Giner J.A., Kaushik S., Pérez-Sánchez J. (2007), "Combined replacement of fish meal and oil in practical diets for fast growing juveniles of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.): Networking of systemic and local components of GH/IGF axis", *Aquaculture*, 267, 199-212.
- Benedito-Palos L., Navarro J.C., Sitjà-Bobadilla A., Bell J.G., Kaushik S.J., Pérez-Sánchez J. (2008), "High levels of vegetable oils in plant-protein rich diets fed to gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.): Growth performance, muscle fatty acid profiles and histological alterations of target tissues", *British Journal of Nutrition*, November, 100 (5), 992-1003.
- Boissy J., Aubin J., Drissi A., Van der Werf H.M.G., Bell G.J., Kaushik S.J. (2011), "Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales", *Aquaculture*, 321, 61-70.
- Boström M., Jönsson A.M., Lockie S., Mol A.P.J., Oosterveer P. (2015), "Sustainable and responsible supply chain governance: challenges and opportunities", *Journal of Cleaner Production*, 107, 1-7.
- Brigolin D., Pastres R., Tomassetti P., Porrello S. (2010), "Modelling the biomass yield and the impact of seabream mariculture in the Adriatic and Tyrrhenian Seas (Italy)", *Aquaculture International*, 18, 149-163.
- Cashion T., Hornborg S., Ziegler F., Hognes E.S., Tyedmers P. (2016), "Review and advancement of the marine biotic resource use metric in seafood LCAs: a case study of Norwegian salmon feed", *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 1106-1120.
- Chen Q., Anders S., An H. (2013), "Measuring consumer resistance to a new food technology: A choice experiment in meat packaging", *Food Quality and Preference*, 28, 419-428.
- COM (2013), *Costruire il mercato unico dei prodotti verdi. Migliorare le informazioni sulle prestazioni ambientali dei prodotti e delle organizzazioni*, Co-


- municazione della Commissione al Parlamento europeo e al Consiglio, COM (2013) 196 finale, Commissione Europea, Bruxelles, 9.4.2013.
- Conte A., Cappelletti G.M., Nicoletti G.M., Russo C., Del Nobile M. A. (2015), "Environmental implications of food loss probability in packaging design", *Food Research International*, 78, 11-17.
- Cox D.N., Evans G., Lease H.J. (2007), "The Influence of information and beliefs about technology on the acceptance of novel food technologies: A conjoint study of farmed prawn concepts", *Food Quality and Preference*, 18, 813-823.
- Crenna E., Sozzo S., Sala S. (2018), "Natural biotic resources in LCA: Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management", *Journal of Cleaner Production*, 172, 3669-3684.
- Curran M.A. (2012), *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*, John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, pp. 1-614.
- EC (2018), *Environmental Footprint Guidance document, – Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs)*, version 6.3, European Commission, May 2018.
- Emanuelsson A., Ziegler F., Pihl L., Sköld M., Sonesson U. (2014), "Accounting for overfishing in life cycle assessment: new impact categories for biotic resource use", *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 1156-1168.
- EUMOFA (2014), *Price structure in the supply chain for fresh seabream in Italy, European Market Observatory for fisheries and aquaculture products*, June, pp. 1-31.
- EUROSTAT (2019), *Packaging waste statistics*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Packaging_waste_statistics (consultazione del 2.3.2019).
- Ferreira J.G., Saurel C., Ferreira J.M. (2012), "Cultivation of gilthead bream in monoculture and integrated multi-trophic aquaculture. Analysis of production and environmental effects by means of the FARM model", *Aquaculture*, 358-359, 23-34.
- Frischknecht R., Jungbluth N. (Eds.) (2007), *Overview and methodology - Ecoinvent report No. 1*, Dübendorf.
- García García B., Jiménez C.R., Aguado-Giménez F., García García J. (2016), "Life Cycle Assessment of Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) Production in Offshore Fish Farms", *Sustainability*, 8, 1228, 1-19.
- Garrone P., Melacini M., Perego A. (2012), *Dar da mangiare agli affamati. Le eccedenze alimentari come opportunità*, Editore Guerini e Associati (collana Studi e ricerche).
- Grebitus C., Jensenb, H.H., Roosenc J. (2013), "US and German consumer preferences for ground beef packaged under a modified atmosphere – Different regulations, different behaviour?", *Food Policy*, 40, June, 109-118.
- Guitierrez M.M., Meleddu M., Piga A. (2017), "Food losses, shelf life extension and environmental impact of a packaged cheesecake: A life cycle assessment", *Food Research International*, 91, 124-132.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Van Otterdijk, R., Meybeck, A. (2011), *Global Food Losses and Food Waste: Extent, Causes and Prevention*, FAO, Rome, pp. 1-37.

- GUUE (2013a), *Regolamento di esecuzione (UE) n. 1348/2013 della Commissione, del 16 dicembre 2013, che modifica il regolamento (CEE) n. 2568/91 relativo alle caratteristiche degli oli d'oliva e degli oli di sansa d'oliva nonché ai metodi ad essi attinenti*, Gazzetta Ufficiale Unione Europea, Vol. L 338/31.
- GUUE (2013b), *Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa a relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (Testo rilevante ai fini del SEE) (2013/179/UE)*, Gazzetta Ufficiale Unione Europea, Vol. L 124/l.
- Heller M., Keoleian G. (2017), *Optimizing the environmental performance of food product-package systems: A life cycle assessment of the tradeoffs between packaging design and food waste*, Center for Sustainable Systems – University of Michigan, Report No. CSS17-04, March 3, pp. 1-100.
- Heller M.C., Susan E. M. Selke S.E.M., Keoleian G.A. (2018), “Mapping the Influence of Food Waste in Food Packaging Environmental Performance Assessments”, *Journal of Industrial Ecology*, March, 1-16.
- Hellström D., Olsson. A., Nilsson F. (2017), *Managing packaging design for sustainable development – A compass for strategic directions*, John Wiley & Sons, West Sussex, UK, pp. 1-216.
- Henriksson P.J.G., Guinée J.B., Kleijn R., de Snoo G.R. (2012), “Life cycle assessment of aquaculture systems – a review of methodologies”, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 304-313.
- IKP, PE (2002), *GaBi 4 – Software-system and databases for life cycle engineering*, Stuttgart, Echterdingen.
- Iribarren D., Moreira M.T., Feijoo G. (2012), “Life Cycle Assessment of Aquaculture Feed and Application to the Turbot Sector”, *International Journal of Environmental Research*, 6, 837-848.
- ISO 14040 (2006), *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*, in “ISO 14040:2006”, International Standard Organization, Geneva.
- ISO 14044 (2006), *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*, in “ISO 14044:2006”, International Standard Organization, Geneva.
- Istituto Italiano Imballaggio (2016), *Il packaging allunga la vita. Il ruolo degli imballaggi nella minimizzazione degli sprechi alimentari e delle perdite di alimenti*, ottobre, pp. 1-79.
- Jerbi M.A., Aubin J., Garnaoui K., Achour L., Kacem A. (2012), “Life cycle assessment (LCA) of two rearing techniques of sea bass (*Dicentrarchus labrax*)”, *Aquacultural Engineering*, 46, 1-9.
- JRC-IES (2010), *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance*, Luxembourg.
- Kim M.H., Kim J.W. (2010), “Comparison through a LCA evaluation analysis of food waste disposal options from the perspective of global warming and resource recovery”, *Science of the Total Environment*, 408, 3998-4006.
- Laurent A., Clavreul J., Bernstad A., Bakas I., Niero M., Gentil, E., Hauschild M.Z. (2014), “Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II:

- Methodological guidance for a better practice”, *Waste Management*, 34, 589-606.
- Lindh H., Olsson A., Williams H. (2016), “Consumer Perceptions of Food Packaging: Contributing to or Counteracting Environmentally Sustainable Development?”, *Packaging Technology & Science*, 29(1), 3-23.
- Lundie S., Peters G.M. (2005), “Life cycle assessment of food waste management options”, *Journal of Cleaner Production*, 13, 275-286.
- Manfredi S., Cristobal J., Torred de Matos C., Giavini M., Vasta A., Sala S., Saouter E., Tuomisto H. (2015), *Improving Sustainability and Circularity of European Food Waste Management with a Life Cycle Approach*, JRC Technical Reports, EUR 27657 EN, 1-80.
- Mattson B., Sonesson U. (2003), *Environmentally –Friendly Food Processing SIK*, The Swedish Institute of Food and Biotechnology, Göteborg, Sweden, pp. 1-256.
- McMillin KW. (2008), “Where is MAP going? A review and future potential of modified atmosphere packaging for meat”, *Meat Science*, 80(1), 43-65.
- Mungkung R., Aubin J., Prihadi T.H., Slembrouck J., van der Werf H.M.G., Legendre M. (2013), “Life cycle assessment for environmentally sustainable aquaculture management: a case study of combined aquaculture systems for carp and tilapia”, *Journal of Cleaner Production*, 57, 249-256.
- Nemecek T., Kägi T. (2007), *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Data v2.0. Ecoinvent report No. 15*.
- Nijdam D., Rood T., Westhoek H. (2012), “The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes”, *Food Policy*, 37, 760-770.
- Ojala E., Uusitalo V., Virkki-Hatakka T., Niskanen A., Soukka R. (2016), *Assessing product environmental performance with PEF methodology: reliability, comparability, and cost concerns*, The International Journal of Life Cycle Assessment, 21, 1092-1105.
- Olsson A., Larsson A.C. (2009), *Value Creation in PSS Design through Product and Packaging Innovation Processes*, Chapter 5, in: *Introduction to Product/Service-System Design*, (Sakao and Lindahl, Eds.), Springer, 93-108.
- Papatryphon E., Petit J., Kaushik S.J., van der Werf H.M. (2004), “Environmental impact assessment of salmonid feeds using life cycle assessment (LCA)”, *AMBIO A Journal of the Human Environment*, 33(6), 316–323.
- Pauly D., Christensen V. (1995), “Primary production required to sustain global fisheries”, *Nature*, 374, 255-257.
- Pelletier N.L., Ayer N.W., Tyedmers P.H., Kruse S.A., Flysjo A., Robillard G., Ziegler F., Scholz A.J., Sonesson, U. (2007), “Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: review and prospectus”, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 414-421.
- Pelletier N., Tyedmers P. (2007), “Feeding farmed salmon: Is organic better?”, *Aquaculture*, 272, 399-416.
- Pelletier N., Tyedmers P. (2008), “Life cycle considerations for improving sustainability assessments in seafood awareness campaigns”, *Environmental Management*, 42, 918-931.
- Pelletier N., Tyedmers P., Sonesson U., Scholz A., Ziegler, F., Flysjo A., Kruse S., Cancino B., Silverman H. (2009), “Not all salmon are created equal: Life cycle

- assessment (LCA) of global salmon farming systems”, *Environ. Sci. Technol.*, 43, 8730-8736.
- Pelletiers N., Tyedmers P. (2010), “Life Cycle Assessment of Frozen Tilapia Fillets From Indonesian Lake-Based and Pond-Based Intensive Aquaculture Systems”, *Journal of Industrial Ecology*, 14 (3), 467-481.
- Piedecausa M., Aguado-Giménez F., Cerezo-Valverde J., Hernández-Llorente M., García-García B. (2010), “Simulating the temporal pattern of waste production in farmed gilthead seabream (*Sparus aurata*), European seabass (*Dicentrarchus labrax*) and Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*)”, *Ecological Modelling*, 221, 634-640.
- Poore J., Nemecek T. (2018), “Reducing food’s environmental impacts through producers and consumers”, *Science*, 01 Jun, 360 (6392), 987-992.
- Roque d’Orbcastel E.R., Blancheton J.P., Aubin J. (2009), “Towards environmentally sustainable aquaculture: Comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment”, *Aquacultural Engineering*, 40, 113-119.
- Roy P., Nei D., Orikasa T., Xu Q., Okadome H., Nakamura N., Shiina T. (2009), “A review of life cycle assessment (LCA) on some food products”, *Journal of Food Engineering*, 90, 1-10.
- Russell A., Ekvall T., Baumann H. (2005), “Life cycle assessment – introduction and overview”, *Journal of Cleaner Production*, 13, 1207-1210.
- Salomone R., Cappelletti G.M., Malandrino O., Mistretta M., Neri E., Nicoletti G.M., Notarnicola B., Pattara C., Russo C., Saija G. (2015), *Life Cycle Assessment in the Olive Oil Sector*, in B. Notarnicola, R. Salomone, L. Petti, P. A. Renzulli, R. Roma, A.K. Cerutti (eds.), *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector. Case Studies, Methodological Issues and Best Practices*, Springer, London, pp. 57-122.
- Samuel-Fitwi B., Wuertz S., Schroeder J.P., Schulz C. (2012), “Sustainability assessment tools to support aquaculture development”, *Journal of Cleaner Production*, 32, 183-192.
- Sarà G., Lo Martire M., Sanfilippo M., Pulicanò G., Cortese G., Mazzola A., Manganaro A., Pusceddu A. (2011), “Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass”, *Marine Environmental Research*, 71, 317-324.
- Seidel C. (2016), “The application of life cycle assessment to public policy development”, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 337-348.
- Silvenius F., Grönman K., Katajajuuri J-M., Soukka R., Koivupuro H-K., Virtanen Y. (2013), “The Role of Household Food Waste in Comparing Environmental Impacts of Packaging Alternatives”, *Packaging Technology and Science*, DOI: 10.1002/pts.2032.
- Siracusa V., Ingrao C., Lo Giudice A., Mbohwa C., Dalla Rosa M. (2014), “Environmental assessment of a multilayer polymer bag for food packaging and preservation: An LCA approach”, *Food Research International*, 62, 151-161.
- Smárason B.Ö. (2013), *Aquaculture and the Environment. Life Cycle Assessment on Icelandic Arctic char fed with three different feed types*, Master’s Thesis, Faculty of Life and Environmental Sciences, University of Iceland, pp. 111.

- Tyedmers P. (2000), *Salmon and Sustainability: The Biophysical Cost of Producing Salmon Through the Commercial Salmon Fishery and the Intensive Salmon Culture Industry*, Thesis (Ph. D.) - University of British Columbia.
- Vazquez-Rowe I., Moreira M.T., Feijoo G. (2012), "Inclusion of discard assessment indicators in fisheries life cycle assessment studies. Expanding the use of fishery-specific impact categories", *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 535-549.
- Weidema B.P., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Reinhard J., Vadenbo C.O., Wernet G. (2013), *Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Ecoinvent Report, 1 (3).
- Wikström F., Williams H. (2010), "Potential environmental gains from reducing food losses through development of new packaging – a life-cycle model", *Packaging Technology and Science*, 23 (7), 403-411.
- Wikström F., Williams H., Verghese K., Clune S. (2014), "The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies – A neglected topic", *Journal of Cleaner Production*, 73, 100-108.
- Wikström F., Williams H., Venkatesh G. (2016), "The influence of packaging attributes on recycling and food waste behaviour: an environmental comparison of two packaging alternatives", *Journal of Cleaner Production*, 137, 895-902.
- Wikström F., Verghese K., Auras R., Olsson A., Williams H., Wever R., Grönman K., Pettersen M.K., Møller H., Soukka R. (2018), "Packaging Strategies That Save Food. A Research Agenda for 2030", *Journal of Industrial Ecology*, DOI: 10.1111/jiec.12769, 1-9.
- Wikström F., Williams H., Trischler J., Rowe Z. (2019), "The Importance of Packaging Functions for Food Waste of Different Products in Households", *Sustainability*, 11 (2641), 1-16.
- Williams H., Wikström F. (2011), "Environmental impact of packaging and food losses in a life cycle perspective: a comparative analysis of five food items", *Journal of Cleaner Production*, 19 (1), 43-48.
- WRAP (2011), *Resource Maps for Fish across Retail and Wholesale Supply Chain*, <http://www.wrap.org.uk>. (consultazione del 26.9.2016).
- WRAP (2015), *Reducing food waste by extending product life*, <http://www.wrap.org.uk>. (consultazione del 26.9.2016).
- Zhang H., Hortal M., Dobon A., Bermudez J.M., Lara-Lledo M. (2015), "The Effect of Active Packaging on Minimizing Food Losses: Life Cycle Assessment (LCA) of Essential Oil Component-enabled Packaging for Fresh Beef", *Packaging Technology and Science*, 28 (9), 761-774.
- Ziegler F., Hornborg S., Green B.S., Eigaard O.R., Farmery A.K., Hammar L., Hartmann K., Molander S., Parker R.W.R., Skontorp Hognes E., Vázquez-Rowe I., Smith A.D.M. (2016), "Expanding the concept of sustainable seafood using life cycle assessment", *Fish and Fisheries*, 17 (4), 1073-1093.



Il volume presenta i risultati di una ricerca svolta nell'ambito del progetto dal titolo "Long Life High Sustainability - Shelf Life Extension come indicatore di sostenibilità" finanziato dal PRIN 2012 (MIUR). Nella prima parte il testo illustra gli aspetti concernenti la valenza nutrizionale dei prodotti ittici, la qualità e la sicurezza alimentare e gli aspetti economici dell'acquacoltura a livello mondiale, europeo e nazionale. Successivamente analizza gli impatti ambientali, esamina le politiche globali e nazionali e le certificazioni di qualità del sistema pesca ed acquacoltura. In seguito sviluppa la relazione tra perdite alimentari, estensione della shelf life ed impatti ambientali, soprattutto del settore retail. Tratta, infine, il tema dell'analisi del ciclo di vita e delle perdite alimentari nella filiera ittica, approfondendo il caso della estensione della shelf life del "filetto di orata". Dall'utilizzo della metodologia di analisi del ciclo di vita (LCA) confrontando le differenti sperimentazioni di confezionamento emerge che un aumento minimo dell'impatto ambientale necessario per ottenere l'estensione della shelf life permette una riduzione significativa delle perdite alimentari con i conseguenti benefici ambientali.

Giulio Mario Cappelletti ha conseguito il Dottorato di ricerca e il post dottorato in "Effetti ambientali dei cicli di produzione delle merci". È ricercatore a tempo indeterminato in Scienze merceologiche nell'Università di Foggia.

Alfredo Ernesto Di Noia ha conseguito il Dottorato di ricerca in "Economia e tecnologie per lo sviluppo sostenibile", è cultore della materia in Scienze merceologiche ed è stato titolare di un assegno di ricerca, presso l'Università di Foggia, nell'ambito del progetto "Long Life High Sustainability - Shelf Life Extension come indicatore di sostenibilità" finanziato dal PRIN 2012 (MIUR).

Carlo Russo ha conseguito il Dottorato di ricerca in "Uomo e ambiente" ed ha collaborato come ricercatore a tempo determinato nell'Università di Foggia. Si è abilitato come docente universitario di II fascia nel settore scientifico disciplinare "Scienze merceologiche". È autore di oltre 35 lavori scientifici sulle tematiche inerenti l'applicazione dei concetti di sostenibilità, analisi del ciclo di vita ed economia circolare dei comparti produttivi con specializzazione nelle filiere alimentari.