



LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DEL BIOLOGICO

UN'ANALISI LCA DI DIFFERENTI STILI ALIMENTARI

di Annalisa De Boni e Rocco Roma

LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DEL BIOLOGICO

UN'ANALISI LCA DI DIFFERENTI STILI ALIMENTARI

DI

ANNALISA DE BONI E ROCCO ROMA

Sommario

| | |
|--|-----------|
| IL PROGETTO SAFE BIO | 4 |
| LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DEL BIOLOGICO..... | 5 |
| 1.INTRODUZIONE | 5 |
| 2.L'EVOLUZIONE DEI MODELLI ALIMENTARI | 6 |
| 3.GLI IMPATTI AMBIENTALI DELLE DIETE | 8 |
| 4.LE DIMENSIONI DELLA SOSTENIBILITÀ | 11 |
| 4.1. LA LIFE CYCLE ASSESSMENT PER LA VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI DEGLI ALIMENTI: VANTAGGI E CRITICITÀ 14 | |
| 5.OBIETTIVI, MATERIALI E METODI..... | 17 |
| 5.1. IL GRUPPO DI CONSUMATORI | 18 |
| 5.2. I MODELLI DI DIETE..... | 19 |
| 6.I RISULTATI | 23 |
| 6.1. GLI IMPATTI AMBIENTALI GENERATI DALLE DIVERSE DIETE | 23 |
| 6.2. I CARBOIDRATI | 26 |
| 6.3. LE CARNI | 28 |
| 6.4. IL LATTE E I LATTICINI..... | 31 |
| 6.5. LA FRUTTA E GLI ORTAGGI | 33 |
| 7.CONCLUSIONI | 35 |
| BIBLIOGRAFIA..... | 38 |

Il presente quaderno illustra i risultati delle attività di ricerca condotte dall'Unità Operativa dell'Università degli Studi di Bari Aldo Moro nell'ambito del progetto Stili Alimentari e sostenibilità delle FilierE BIOlogiche (SAFE BIO) coordinato dall'ex Istituto Nazionale di Economia Agraria, ora CREA, e finanziato dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali.

TITOLO DEL SOTTOPROGETTO:

Valutazione dell'impatto ambientale di stili alimentari alternativi

UNITÀ OPERATIVA:

Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento di Scienze agroambientali e territoriali.

RESPONSABILE SCIENTIFICO: Rocco Roma

ATTRIBUZIONI:

Il capitolo 3 ed i paragrafi 5.4 e 5.5 vanno attribuiti a Rocco Roma; i capitoli 1 e 2 ed i paragrafi 5.2 e 5.3 ad Annalisa De Boni; il capitolo 4, il paragrafo 5.1 e le conclusioni sono frutto della riflessione comune dei due autori.

Si ringrazia Francesco Vanni (CREA-INEA) per la lettura critica dei testi.

Segreteria progetto: Maria Oggianu (CREA-INEA)

Revisione finale dei testi: Anna Lapoli (CREA-INEA)

Coordinamento editoriale: Benedetto Venuto (CREA-INEA)

IL PROGETTO SAFEBIO

Il presente volume illustra le analisi svolte dall'unità operativa dell'Università degli Studi di Bari Aldo Moro nell'ambito del progetto "Stili Alimentari e Sostenibilità delle FilierE BIOlogiche" (SAFEBIO), coordinato dall'Istituto Nazionale di Economia Agraria (Responsabile: Carla Abitabile) e finanziato dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali. Il Progetto SAFEBIO si è posto l'obiettivo di studiare stili alimentari con diverso grado di sostenibilità valutandone i profili economici, nutrizionali e ambientali, e confrontando in particolare uno stile alimentare caratterizzato dal consumo di alimenti biologici con uno stile di consumo convenzionale. Scopo ulteriore del Progetto, oltre a quello di migliorare la conoscenza delle metodologie di analisi, delle caratteristiche qualitative del consumo e delle relative dinamiche, è stato di orientare l'elaborazione di strategie e politiche per contribuire ad uno sviluppo sostenibile del settore agroalimentare. Per la realizzazione degli obiettivi progettuali, si è costituito un collettivo di unità familiari su cui sono state congiuntamente realizzate tutte le analisi relative agli stili alimentari, quelle economiche, nutrizionali, ambientali.

Una prima linea di ricerca è stata finalizzata ad implementare metodologie di classificazione degli stili alimentari biologico e convenzionale (linea di ricerca coordinata dall'Università degli Studi del Molise-Dip.to di Scienze Economiche, Gestionali e Sociali; Responsabile: Maria Bonaventura Forleo) e a fornire un quadro descrittivo dei diversi stili di alimentazione.

L'applicazione di metodologie e indici di valutazione nutrizionale degli stili alternativi, con la verifica dell'adeguatezza della razione alimentare assunta giornalmente rispetto ai Livelli di Assunzione Raccomandati di Nutrienti definiti per la popolazione italiana, è stata oggetto della seconda linea di ricerca svolta dall'Università degli Studi del Molise- Dipartimento di Scienze per la Salute (Responsabile: Giovannangelo Oriani).

La valutazione dell'impatto ambientale degli stili alternativi, in funzione non solo delle diverse tecnologie di produzione (biologico, convenzionale, utilizzo di fonti rinnovabili nel processo produttivo, ecc.) ma anche della distanza tra luogo di origine e consumo e delle relative soluzioni logistiche è stata svolta dall'Università degli Studi di Bari Aldo Moro - Dipartimento di Scienze agroambientali e territoriali (Responsabile: Rocco Roma).

L'analisi economica ed ambientale dei modelli di filiera caratterizzanti gli stili alimentari individuati, effettuata attraverso la ricostruzione della catena del valore e delle food miles, è un'altra linea di ricerca coordinata dall'Università degli Studi di Perugia-Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Ambientali (Responsabile: Biancamaria Torquati).

Un'ultima linea di ricerca, coordinata dall'INEA (Responsabile: Roberta Sardone), ha affrontato lo studio delle politiche per il consumo sostenibile.

Nella collana editoriale del Progetto SAFEBIO sono previsti i seguenti prodotti:

- Stili alimentari e valutazione nutrizionale delle diete (a cura di Maria Bonaventura Forleo);*
- La sostenibilità ambientale del biologico. Un'analisi LCA di differenti stili alimentari (a cura di Annalisa De Boni e Rocco Roma);*
- Sostenibilità economica ed ambientale delle filiere biologiche attraverso l'analisi della catena del valore e delle food miles (a cura di Biancamaria Torquati);*
- Il consumo sostenibile dalla teoria alla pratica. Il caso dei prodotti biologici (a cura di Carla Abitabile e Roberta Sardone).*

LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DEL BIOLOGICO

Un'analisi LCA di differenti stili alimentari

1. Introduzione

Il lavoro ha l'obiettivo principale di analizzare gli impatti ambientali delle diete attraverso una metodologia di valutazione sistematica e propone un approccio innovativo indagando gli effetti sull'ambiente dei consumi alimentari in termini quantitativi e, soprattutto, qualitativi considerando la sostenibilità relativa di stili alimentari fondati sul consumo di prodotti biologici e convenzionali.

Rispetto ai precedenti studi, si cerca qui di superare il confronto tra i singoli prodotti analoghi ma ottenuti con tecniche di produzione diversa (convenzionale e biologica) per valutare il loro contributo in termini di impatto ambientale alla dieta nella sua interezza. In questo senso le performance ambientali stimate per i diversi modelli di dieta hanno tenuto conto anche delle complesse relazioni che i consumi alimentari hanno con il territorio, considerando, tra l'altro, le tecnologie di produzione primaria e di trasformazione degli alimenti, le tipologie di confezionamento e di conservazione, le modalità di trasporto e le distanze percorse tra luogo di produzione e consumo, i modi di consumo.

Il report parte dall'analisi dell'evoluzione dei consumi alimentari, evidenziando quanto gli aspetti ambientali rappresentino un carattere importante di questa dinamica soprattutto con riferimento alla visione più ampia di sostenibilità. Sono quindi introdotti gli elementi del dibattito in corso relativamente alla misurazione dell'impatto e, a tal fine, alla definizione degli indicatori più idonei, giungendo alla identificazione della life cycle assessment (LCA), e dei suoi indicatori, quale strumento più adeguato per la definizione, la stima e la comunicazione degli impatti ambientali. Successivamente sono analizzati criticamente i risultati ottenuti, relativi agli impatti generati in complesso dai diversi modelli di diete rilevate, con particolare attenzione a cogliere il contributo dei prodotti biologici al valore ambientale della dieta: per ciascuno degli alimenti consumati, suddivisi in quattro gruppi (carboidrati, latticini, carni e frutta e ortaggi), vengono riportati gli effetti ambientali in termini unitari e nei diversi modelli di dieta. Nelle considerazioni conclusive, infine, si sintetizza il lavoro svolto e i suoi risultati.

2. L'evoluzione dei modelli alimentari

L'importanza delle variabili di natura economica, sociale e culturale nel determinare modelli e abitudini di consumo, alimentare e non, è nota e riconosciuta da tempo. In particolare i consumi alimentari sono soggetti ad un intenso e rapido processo evolutivo che li modifica incessantemente, in livello e composizione, in conseguenza dei profondi cambiamenti che interessano aspetti socio-demografici legati alla consistenza dei redditi ed alla disponibilità di risorse agricole. A livello globale, i fenomeni evolutivi che oggi hanno una influenza decisamente profonda sull'insieme di cambiamenti ora accennati, sono l'incremento progressivo della popolazione nei paesi in via di sviluppo e la progressiva concentrazione della popolazione nelle aree urbane, con una perdita consistente di popolazione attiva in agricoltura.

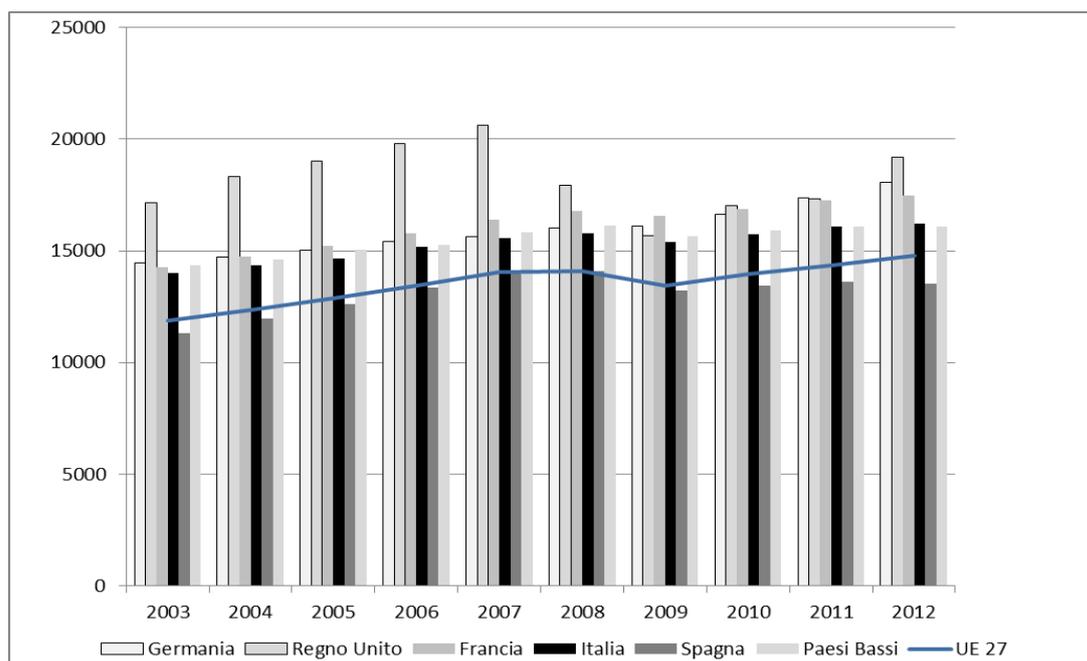
Tali dinamiche generano due esigenze: la necessità di soddisfare bisogni nutritivi di popolazioni a basso reddito e la opportunità di rispondere alla domanda di prodotti alimentari di qualità e con elevato contenuto di servizio espressa dai consumatori dei centri urbanizzati dei paesi sviluppati, prossimi per consumi pro capite alla soglia di saturazione quantitativa. La necessità di far fronte alla domanda alimentare aggiuntiva genera preoccupazione alla luce della progressiva riduzione della disponibilità di terre agricole e della loro produttività.

Relativamente al contesto nazionale, sul versante quantitativo, la spesa media per consumi della famiglia italiana è allineata a quella delle famiglie dei Paesi europei più sviluppati e significativamente superiore a quella dell'Ue a 27 (fig. 1.1).

La principale voce di spesa familiare odierna è rappresentata dall'abitazione, che assorbe circa il 30 per cento della spesa complessiva, seguita dai consumi alimentari con quasi il 20% e dai trasporti con il 16% (Cersosimo, 2011).

La recessione economica degli ultimi anni ha determinato cambiamenti rilevanti nei comportamenti dei consumatori, riferibili ad una contrazione globale e generalizzata dei consumi, anche alimentari, ma anche a profondi cambiamenti nella composizione del paniere di prodotti consumati e nelle tipologie di punti vendita prescelti per gli acquisti. In particolare si evidenziano contrazioni rilevanti nei consumi alimentari extradomestici e lo spostamento dei consumi domestici verso prodotti meno costosi: aumentano pane, pasta, uova e carne di pollo, latte e pesce conservato, a fronte di un minor consumo di bevande, olio di oliva, carne di manzo e vitello, pesce fresco (ISTAT, 2013). In sostanza, rispetto al recente passato, la famiglia media ha modificato le strategie di consumo, evidenziando un comportamento di acquisto dei prodotti alimentari molto più attento ai prezzi, ma anche alla qualità, alla facilità d'uso ed ai servizi incorporati (Lombardi e Vernau, 2013).

Figura 1.1 - Consumi pro-capite nei Paesi UE (euro)



Fonte: Elaborazione dati EUROSTAT

Tale evoluzione va, senza dubbio, intesa come un adattamento imposto dalle difficoltà economiche, ma risente in maniera altrettanto rilevante dei cambiamenti degli stili di vita, dei valori e delle preferenze, l'evoluzione dei quali è legata ad aspetti culturali, sociali e territoriali. La variabilità geografica dei modelli alimentari si concretizza con una spesa più rilevante per i consumi di pasta, pesce e birra al Sud rispetto al Nord, in cui, sul budget destinato all'alimentazione, pesano maggiormente la carne bovina, i salumi, i formaggi e il vino; uniforme è invece la spesa per pollame, acqua minerale, biscotti e pasticceria. Anche rispetto alla tipologia familiare è possibile evidenziare differenze: un consumo di carne più elevato per le famiglie con bambini rispetto ai single che privilegiano frutta e verdura; le famiglie giovani si distinguono per acquisti più rilevanti di bibite mentre sulla spesa alimentare delle famiglie operaie incidono di più pane, cereali e carne. L'effetto degli stili di vita sulla dieta si manifesta come un incremento di consumi extradomestici in bar, ristoranti e mense, a fronte di una destrutturazione del pranzo, che perde importanza come pasto principale a favore di una maggiore attenzione per la prima colazione. Pesano, infine, per i consumatori caratterizzati da livelli di istruzione e reddito medio-alti, la qualità dei prodotti, dei processi produttivi e distributivi e gli aspetti connessi ai valori individuali di riferimento: tutela dell'ambiente, rispetto dei diritti dei lavoratori, sicurezza, identità territoriale, solidarietà (ISMEA, 2014).

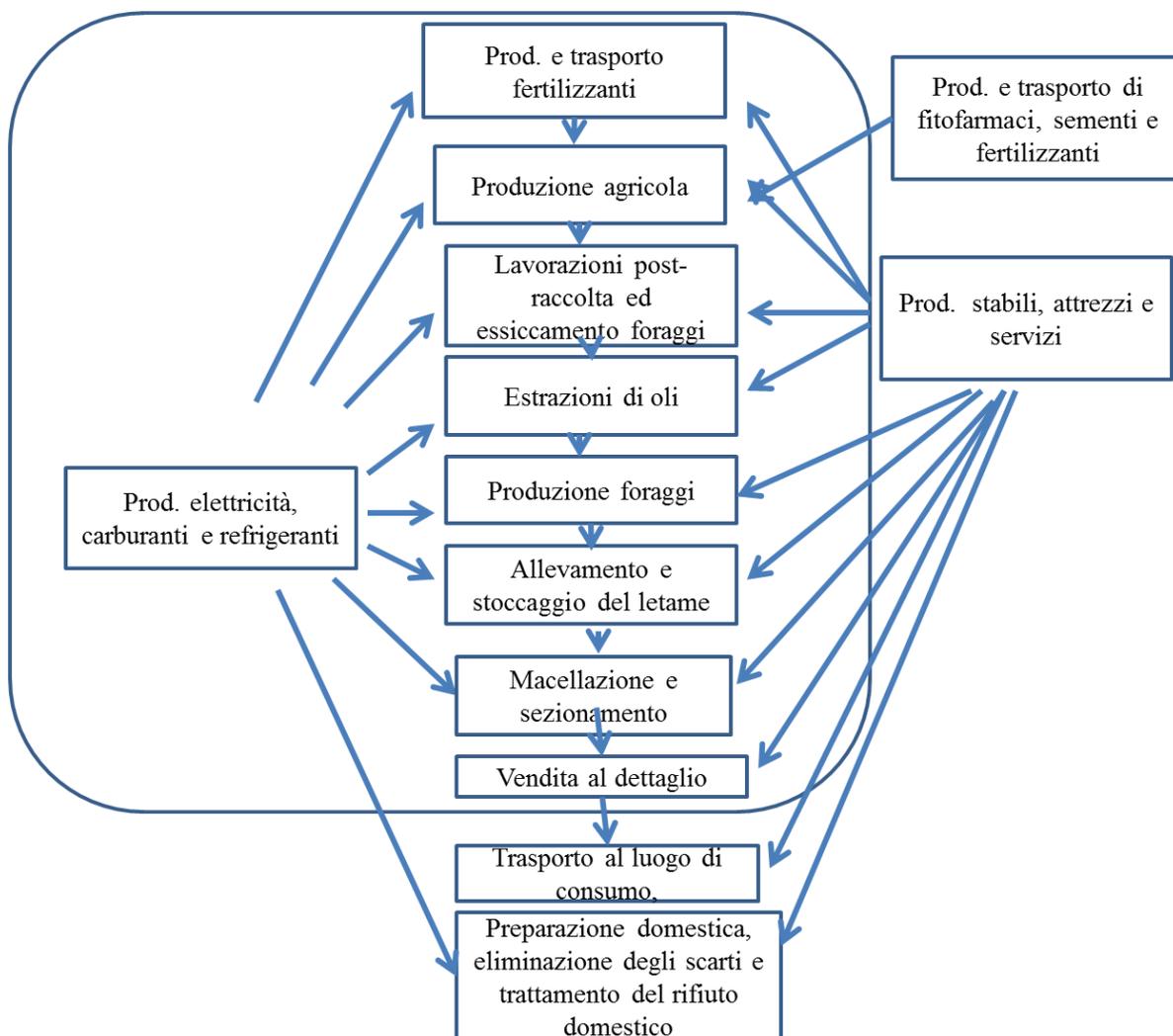
La crescente attenzione per gli aspetti ambientali, insieme ad aspetti di tipo salutistico, ha certamente influito sulla crescita del mercato dei prodotti biologici, osservata nell'ultimo decennio. Nonostante la fase di recessione economica e la tendenza a contrarre i consumi complessivi, è sempre più evidente la volontà del consumatore a non rinunciare alla qualità, mettendo in atto meccanismi di consumo e strategie di comportamento utili a conciliare la riduzione della spesa con la salvaguardia della salute e del benessere familiare. In particolare il recente rapporto Nomisma (Zucconi, 2014) evidenzia l'affermarsi di nuove strategie di comportamento virtuoso, che vanno dalla scelta di canali di acquisto più economici alla preparazione domestica di prodotti quali pane, pizze, dolci ecc.. Accanto a ciò si è osservata

nell'ultimo anno una crescita consistente del consumo di alimenti bio, complice il concomitante incremento della insorgenza di problemi di salute connessi con il cibo, quali intolleranze ed allergie e l'affermarsi di modelli alimentari vegetariani o vegani che impongono grande attenzione alla dieta favorendo la crescita dell'interesse e l'affermarsi dei prodotti bio anche in nuove fasce di consumatori. Dati recenti (ISMEA, 2014) mostrano una tendenza al risparmio, ormai consolidata in un clima di incertezza e recessione economica, che ha portato i consumi alimentari a stabilizzarsi in termini di spesa attorno al 17% del reddito disponibile. A fronte di ciò la composizione della spesa domestica rivela una maggiore attenzione agli aspetti legati alla salute che si manifesta con una riduzione dei consumi di prodotti proteici a fronte di una ripresa di interesse verso prodotti ittici, frutta e verdura ed, in generale, con una maggiore propensione all'acquisto di prodotti salutistici. In questa ultima categoria di alimenti rientrano a pieno titolo i prodotti biologici, per il consumo dei quali si è superata, nel 2014, una spesa di 2,1 miliardi di euro. Nella sola Grande Distribuzione organizzata, canale che veicola quasi il 40% degli alimenti Bio, tra il 2014 ed il 2013 si è osservato un incremento della spesa complessiva per i prodotti bio superiore al 10%. Un fattore fondamentale nell'accrescere la propensione al consumo dei prodotti biologici è il livello di competenza posseduto dai consumatori (Briz e Ward, 2009; Gil e Soler, 2006) riguardo non solo alle proprietà nutrizionali ma anche ai processi produttivi dai quali i prodotti biologici derivano. Infatti, come sottolineano diversi autori, in una prima fase i consumatori sono spinti all'acquisto di prodotti biologici soprattutto dalla attenzione per la propria salute, che li porta a prediligere prodotti garantiti rispetto all'assenza di tossine e residui dannosi. Successivamente a quella salutista, subentra una motivazione di carattere ecologista: la salvaguardia dell'ambiente diventa un fattore di importanza sempre maggiore nel generare una disponibilità a pagare per prodotti biologici (Kriystallis e Chryssohoidis, 2005; Sangkumchaliang e Wen-Chi, 2012; Roma et al., 2010), come conferma il crescente consumo osservato per i prodotti bio non-food (detersivi, cosmetici, indumenti, ...). La propensione al consumo del bio nasce, dunque, dapprima da considerazioni di carattere salutistico; successivamente, quando il livello di conoscenze è cresciuto e si è sviluppata la conoscenza delle qualità ambientali dei prodotti organici (Pirog e Larson, 2007), da una consapevolezza dei positivi effetti ambientali dei processi produttivi implementati nelle filiere dei prodotti biologici.

3. Gli impatti ambientali delle diete

Numerosi studi (Carlsson-Kanyama e González, 2009; Muñoz et al., 2010; Capone et al., 2011) mostrano l'importanza dei consumi alimentari e delle abitudini dietetiche sugli impatti ambientali, in particolare sull'emissione di GHG. Tali effetti sono strettamente dipendenti dai fabbisogni energetici che caratterizzano tutte le fasi del ciclo produttivo: produzione agricola ed allevamento (Carlsson-Kanyama, 1998; Notarnicola et al., 2015), confezionamento e conservazione, trasformazione, trasporto, preparazione domestica e gestione degli scarti. Poiché l'analisi considera tutti gli step della filiera è fondamentale, oltre che definire i confini del sistema nel suo complesso, definire i limiti di ciascuna fase della filiera, anche al fine di facilitare il confronto tra categorie diverse di alimenti. A tal fine risulta esplicativa la schematizzazione proposta da Carlsson-Kanyama (1998) e di seguito riportata (fig. 2.1).

Fig. 2.1 - Confini del sistema e fasi della filiera



Fonte: adattato da Carlsson-Kanayama, 1998

Come mostra la figura 2.1, nello studio dell'impatto ambientale sono inclusi tutti gli input di energia utilizzati nel ciclo produttivo, le emissioni di CO₂ derivanti dai combustibili utilizzati per le operazioni di trasporto con qualsiasi tipo di mezzo e per l'essiccazione dei foraggi, le emissioni dai consumi di energia elettrica necessaria per il funzionamento di impianti di irrigazione, di refrigerazione, nonché per la produzione degli stessi gas refrigeranti. Alla emissione complessiva di CO₂ concorrono, inoltre, il gas metano (CH₄) emesso durante la coltivazione di piante sommerse e derivante dal metabolismo degli animali allevati e dai loro escrementi e gli ossidi di azoto derivanti dalla produzione ed applicazione sul suolo di fertilizzanti azotati, opportunamente espressi in CO₂ equivalente in funzione del Global Warming Potentials come proposto da IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

L'impatto della fase primaria è fortemente condizionato dalle tecniche di produzione ed allevamento, dai processi che naturalmente avvengono nei diversi tipi di suolo, dal

metabolismo animale e dalle condizioni ambientali. Le emissioni di CO₂ sono imputabili principalmente agli elevati consumi di carburanti fossili, fertilizzanti e pesticidi che caratterizzano l'agricoltura e l'allevamento intensivi; il metano deriva soprattutto dai processi fermentativi dei ruminanti, dallo stoccaggio dei reflui zootecnici e del letame, dalla coltura del riso in condizioni di anossia. Altrettanto variabile può essere l'impatto ambientale imputabile alle fasi a valle della produzione primaria, influenzato dalla quantità di scarto della prima lavorazione dei vegetali (De Boni et al., 2011), dalle differenti rese alla macellazione, dalla efficienza e dal tipo di fonti energetiche utilizzate dai processi di lavorazione industriale e preparazione domestica. In generale i metodi di produzione intensivi (coltivazioni in serra, rotazioni ravvicinate, elevato impiego di input) generano, a parità di valore nutrizionale degli alimenti, emissioni più elevate. Per quanto riguarda le carni, oltre al tipo di stabulazione, è la durata del ciclo produttivo ad avere una incidenza proporzionale sulle emissioni di gas climalteranti: in generale le carni di manzo ed agnello risultano più impattanti rispetto alle carni suine ed al pollame. A parità di specie animale risultano, poi, rilevanti nella quantificazione degli impatti le rese sia alla macellazione che della preparazione domestica: in entrambi i casi la quantità di scarto influisce in maniera consistente sulle performance ambientali dell'alimento (Hoolohan et al., 2013) tanto da far osservare differenze consistenti nelle emissioni unitarie per tagli diversi dello stesso tipo di carne (<http://www.lcafood.dk/>). Non deve, dunque, sorprendere che diete e regimi alimentari equivalenti per composizione e valori nutrizionali possano avere effetti ambientali molto diversi in funzione dei processi produttivi dai quali derivano gli alimenti che li compongono (Pirog e Larson, 2007). Nel calcolo dell'impatto ambientale degli alimenti va, poi, considerato il packaging (Berners-Lee et al., 2012; Hoolohan et al., 2013): mediamente si stima che gli imballaggi, tra primari e secondari, incidano per circa il 5% sull'impatto complessivo e che la possibilità di riduzione dell'impatto ottenibile con una modifica dell'imballaggio possa essere modesta, almeno per i prodotti commercializzati attraverso la grande distribuzione che, necessariamente, devono essere protetti al fine di garantirne l'igienicità. In generale, a parità di prodotto, le confezioni di maggiore capacità generano un impatto più modesto per unità di prodotto contenuto: a titolo di esempio, dalla EDP della Granarolo per il latte alta qualità risulta una emissione di 1,48 kg CO₂ eq/litro di latte in bottiglia in PET da 0,5 litri e di 1,39 kg CO₂ eq/litro per lo stesso latte in bottiglia di PET da 1 litro (Granarolo, 2011). Senza dubbio sono stati fatti grandi progressi nell'ottimizzazione del packaging ai fini del contenimento dell'impatto ambientale, tuttavia proprio nell'ottica di garantire la conservazione del prodotto ed evitare di accrescere la quota di scarto, parimenti impattante, ulteriori azioni di miglioramento possono essere possibili nell'ottica di un incremento della riciclabilità delle confezioni, sia utilizzando materiali più facili da smaltire, sia fornendo in etichetta le informazioni che indirizzino il consumatore ad un corretto smaltimento (WRAP, 2013).

Altra fase determinante sugli effetti ambientali complessivi è quella della distribuzione, in quanto distanze e modalità di trasporto, sia dall'azienda di produzione al punto vendita al dettaglio, sia da quest'ultimo al luogo di consumo dopo l'acquisto risultano determinanti sull'impatto complessivo. Diversi fenomeni concorrono ad aumentare l'impatto ambientale legato alla fase di distribuzione degli alimenti:

- la globalizzazione dell'industria e del mercato agroalimentare hanno comportato un incremento del commercio internazionale, sia delle commodities agricole che dei prodotti alimentari trasformati, imponendo l'utilizzazione di mezzi pesanti, di grande capienza e dimensioni elevate, spesso refrigerati;
- lo sviluppo e l'affermarsi della Distribuzione Organizzata, oltre ad erodere grandi quote di mercato ai piccoli negozi cosiddetti "di vicinato" raggiungibili a piedi dai consumatori,

impone una logistica basata su grandi spostamenti su gomma di merci a partire da centrali d'acquisto regionali. L'elevata domanda di trasporti ha comportato un incremento di emissioni di CO₂, inquinamento atmosferico in generale, inquinamento acustico, traffico ed incidenti. Tutto questo ha amplificato il dibattito circa la necessità di misurare e controllare gli effetti del trasporto sulla sostenibilità dei consumi alimentari (DEFRA, 2005).

Nello stesso tempo il consumo locale, realizzato attraverso differenti modalità di distribuzione (vendita diretta, farmer's market, gruppi di acquisto solidale), pur caratterizzato da una sempre maggior diffusione, non è però scevro da rischi di inefficienza dal punto di vista dell'impatto ambientale, poiché spesso il sistema logistico che caratterizza queste tipologie di acquisto è caratterizzato da una elevata frequenza e numerosità di viaggi azienda-punto vendita e da ridotti volumi trasportati, che comportano emissioni elevate per unità di prodotto scambiata (Cholette, 2011). Un ultimo aspetto particolarmente critico - poiché la sua entità è di difficile quantificazione - è quello degli scarti domestici. A livello globale si stima (Institute of Mechanical Engineers, 2012) che una quantità compresa tra il 30-50% del cibo prodotto venga scartato prima del consumo, nelle fasi di post-raccolta e macellazione. Successivamente all'acquisto, è il consumatore con il suo comportamento a determinare l'entità dell'impatto legato all'ulteriore scarto: l'incidenza percentuale del cibo non consumato dopo l'acquisto è però molto difficile da quantificare in quanto molto variabile a seconda della tipologia di alimento; in generale si riscontrano scarti più elevati per i cibi caratterizzati da breve *shelf-life*, a ciò va aggiunto il cibo non consumato perché preparato in quantità eccessive.

4. Le dimensioni della sostenibilità

La complessità del concetto di sostenibilità (Daly, 1990, 1991; Tiezzi e Marchettini, 1999) è sempre stata una delle caratteristiche della letteratura a riguardo che, a partire dal memoriale Brundtland dell'ormai lontano 1987 (WCED, 1987), ha sempre posto l'attenzione sulle difficoltà legate ad una sua univoca definizione e, soprattutto, ad una sua misura, oltre alla condivisione, a livello internazionale, dei criteri di misurazione, indicatori, ed unità di misura (OECD 1993, 1999; Raggi e Barbiroli, 1992; AA.VV., 2001; EEA, annate varie; Eurostat, annate varie; CERIOI, 2000; FEEM, 1998; Bossel, 1999; ISD, 1995-2000; Young, 1992; Berger-Schmitt e Noll, 2000). La principale ragione risiede nell'intendere la sostenibilità come un bilancio complesso tra i consumi di risorse e i tassi di riproduzione delle stesse, valutandoli alla luce dei fabbisogni attualizzati delle generazioni future. Questa complessità, e soprattutto l'aleatorietà legata alla valutazione delle necessità future, ha generato disaccordo sui metodi di misurazione della sostenibilità che restano, comunque, strumenti adeguati nei processi decisionali dei *policy makers* in ambiti quali: la quantificazione del danno; l'individuazione dei soggetti (persone ed attività) responsabili e "vittime" del danno; il *setting up* degli interventi di politica (tasse verdi, multe).

L'obiettivo delle politiche economiche resta comunque il consolidamento del livello di benessere della società, ed oggi più che mai questo è in strettissima relazione con la qualità e quantità di materie ed energia che alimentano i processi economico-produttivi e di consumo e caratterizzano lo stile di vita degli individui. Si tratta quindi di trovare un "modo" per incrementare il livello di benessere sociale operando scelte per cui l'utilità marginale, dovuta all'utilizzo di risorse qualitativamente migliori, sia superiore a quella dovuta agli incrementi

produttivi: un incremento di benessere sociale ma di qualità. In entrambi i casi rimane irrisolto il problema dell'accesso alle risorse non rinnovabili e della possibilità di disporre di tali risorse, atte a garantire alle società livelli di vita adeguati, in maniera equa sia in termini intragenerazionali che intergenerazionali (Tiezzi e Marchettini, 1999; Daly, 1990, 1991).

Durante la conferenza di Rio de Janeiro del 1992, nell'ambito della definizione e sottoscrizione dell'Agenda 21, si è convenuto sull'idea che gli obiettivi ambientali debbano coniugarsi strettamente con quelli di carattere sociale, economico ed istituzionale, perseguendo in modo integrato l'equità, sociale e di genere, nella distribuzione e nell'accesso alle risorse ambientali e a diritti quali il lavoro, la salute, l'assistenza sociale, l'accesso ai servizi di base e ad un'abitazione. Tutto ciò deve essere perseguito salvaguardando il diritto delle popolazioni odierne e delle generazioni future di godere dei medesimi diritti (WCED, 1987).

L'insieme delle relazioni tra le attività umane, la loro dinamica con la biosfera devono, dunque, esser tali da permettere alla vita umana di continuare, agli individui di soddisfare i propri bisogni e alle diverse culture umane di svilupparsi, in modo tale, però, che le variazioni apportate alla Natura dalle attività antropiche non siano tali da distruggerla.

Quanto appena detto definisce il concetto di sviluppo sostenibile che, ormai consolidato nella letteratura (cfr. riferimenti bibliografici già citati), si articola in quattro dimensioni:

ambientale: capacità di mantenere nel tempo qualità e riproducibilità delle risorse naturali, di preservare la diversità biologica e di garantire l'integrità degli ecosistemi;

economica: capacità di generare in modo duraturo reddito e lavoro attraverso un uso razionale delle risorse disponibili riducendo lo sfruttamento delle risorse non rinnovabili;

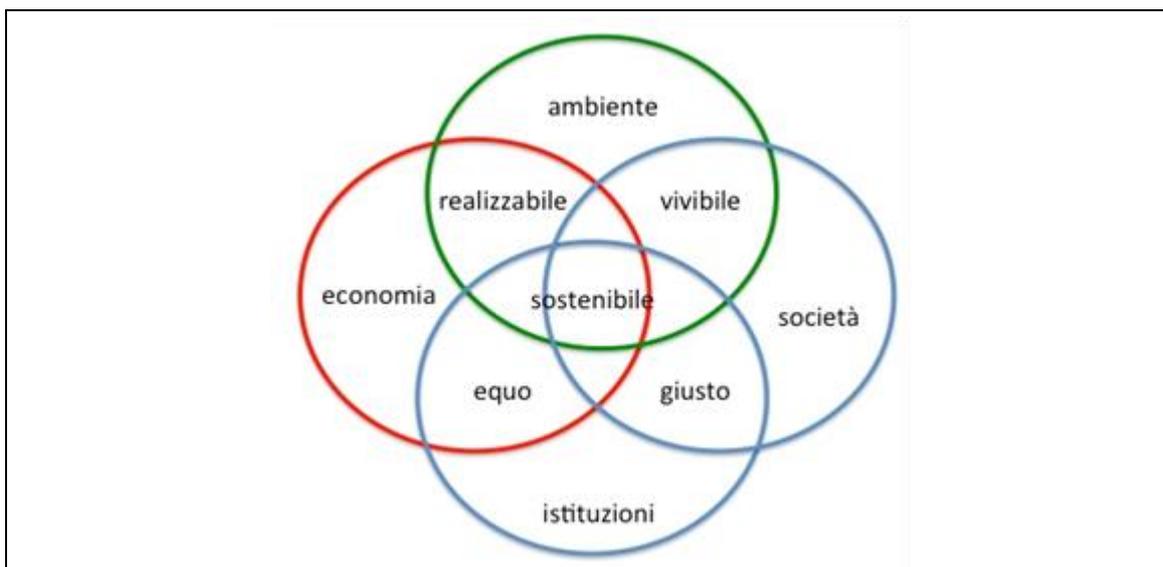
sociale: capacità di garantire l'accesso a beni considerati fondamentali (sicurezza, salute, istruzione) e a condizioni di benessere (divertimento, serenità, socialità), in modo equo all'interno delle comunità;

istituzionale: capacità di assicurare condizioni di stabilità, democrazia, partecipazione, informazione, formazione e giustizia.

La combinazione delle diverse capacità darà origine a qualità dello sviluppo diverse a seconda delle aree comuni; cosicché lo sviluppo sarà *realizzabile* se saranno condivise le capacità dell'economia e dell'ambiente; *vivibile* se la condivisione avverrà tra le capacità dell'ambiente e della società; *giusto*, tra le istituzioni e la società; *equo* tra le capacità dell'economia e quelle delle Istituzioni. Solo quando lo sviluppo pianificato riuscirà a cogliere le capacità delle quattro dimensioni allora questo potrà sicuramente considerarsi sostenibile (fig. 3.1).

Appare chiaro che il problema nasce quando si vuole individuare degli indicatori che siano in grado di misurare queste capacità, o meglio ancora di definire quantitativamente le aree comuni. Ai fini del nostro studio ci limiteremo all'analisi degli indicatori relativi alle relazioni tra l'ambiente ed i processi produttivi.

Fig. 3.1 - La sostenibilità come relazione ambiente-società-istituzioni-economia



Fonte: nostra elaborazione

Le relazioni esistenti tra processi produttivi e ambiente possono essere evidenziate, dal punto di vista dell'impiego delle risorse e degli impatti relativi, attraverso l'applicazione degli indicatori ambientali, lo studio dei flussi di materia (materie prime, materie prime secondarie, risorse naturali, rifiuti) e l'approccio con i modelli di contabilità ambientale. Questo, allo scopo di valutare i nessi tra attività umane ed ambiente attraverso l'analisi delle relazioni causa-effetto e l'utilizzo, appunto, di indicatori ambientali.

Gli studi per migliorare la formulazione e l'applicabilità di queste metodiche sono decisamente diffusi tanto che, anche a livello internazionale si avverte la necessità di lasciare alle singole realtà locali l'autonomia di selezionare gli indicatori più adatti alla situazione che si vuole esaminare (ISD, 1995-2000; Jesinghaus, 1999; Pearson et al., 2000; Malcevski, 1982).

La relativa novità e complessità del concetto di sostenibilità fa sì che non esista ancora un accordo a livello internazionale sui suoi indicatori, sui criteri di misurazione e sulle unità di misura.

La sostenibilità non si presenta infatti come un fenomeno naturale, descrivibile da una serie di indicatori ambientali, ma come un bilancio complesso tra l'insieme dei flussi e dei consumi di risorse all'interno di un dato contesto socio economico, e i tassi di riproduzione delle stesse risorse, valutato, come abbiamo già evidenziato, anche alla luce dei fabbisogni attualizzati delle generazioni future.

La ricerca internazionale sugli indicatori dello sviluppo, negli ultimi anni, ha avuto l'intento comune di trovare un'alternativa all'uso dei vecchi indicatori macroeconomici (e in particolare del PIL), che tenesse conto della complessità economico-ambientale-sociale-istituzionale della sostenibilità. Gli indicatori dello sviluppo, semplici ed aggregati, classificati da soggetti pubblici e privati, nazionali e sovranazionali, sono diventati negli ultimi anni diverse centinaia, anche se in moltissimi casi tra di loro assai simili.

Quanto più l'obiettivo da raggiungere è di difficile definizione e dai contorni incerti, tanto più gli indicatori svolgono un ruolo fondamentale per un suo effettivo conseguimento. Per questo

motivo, la costruzione di un insieme di indicatori basati su solide argomentazioni teoriche, efficaci nell'orientare i processi decisionali e capaci di restituire un concreto quadro di valutazione nei monitoraggi, è diventato uno dei compiti principali della ricerca in tema di sostenibilità. Dalla loro messa a punto dipende la definizione operativa del concetto stesso di sostenibilità e, tra l'altro, l'individuazione degli indicatori della sostenibilità costituisce uno dei nodi attorno al quale s'incontrano ricerca scientifica ed azione politica.

4.1. La Life Cycle Assessment per la valutazione degli impatti degli alimenti: vantaggi e criticità

Gli interventi politici a favore della sostenibilità possono riguardare l'ambito micro-economico, vale a dire essere rivolti alle singole aziende per indirizzarne i processi produttivi verso tecnologie a basso impatto. In tale senso gli strumenti di politica ambientale intervengono (direttamente o indirettamente) sul meccanismo dei prezzi e sono finalizzati a rettificare le carenze del libero mercato, applicando il principio "chi inquina paga", per internalizzare i costi ambientali. Questa esigenza nasce dal fatto che spesso i prezzi dei prodotti non riflettono i costi dei loro impatti sociali e ambientali; di conseguenza essi vengono sostenuti dalla società nel suo complesso creando uno squilibrio nel mercato.

Per riportare il mercato verso i prezzi "corretti" si ricorre a strumenti:

- normativi, a cui sono spesso associate sanzioni economiche e penali per i trasgressori la cui efficacia è misurata dall'ammontare della multa e, soprattutto, dalla frequenza e qualità dei controlli;
- economici: imposizione di tasse ambientali o sugli scarichi, assicurazioni per i rischi ambientali ed estensione della responsabilità del produttore, incentivi economici all'adeguamento degli impianti, borse rifiuti e quote di emissioni di inquinanti, contabilità e bilanci ambientali;
- ecogestione volontaria, basata sulla sottomissione volontaria a sistemi di audit ambientale, introducendo criteri di gestione ambientale sino all'etichettatura ecologica di prodotti e accordi volontari.

Proprio per quest'ultimo strumento è necessario individuare metodologie che consentano di quantificare e sistematizzare le performance ambientali di un prodotto ed infine di comunicare gli esiti della valutazione attraverso indicatori di immediata leggibilità.

Quantificare le emissioni e gli impieghi di risorse necessari per la produzione e lo sviluppo dei prodotti è stato da diversi decenni uno degli obiettivi che ha portato istituzioni, pubbliche o private, e singole industrie ai primi studi sull'analisi delle intere relazioni tra produzione ed ambiente che si realizzano lungo tutta la vita "fisica" del prodotto, dall'estrazione delle sue componenti primarie sino alla sistemazione dei rifiuti in discarica: in una parola il suo ciclo di vita.

La Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), durante il congresso di Vermont in Canada del 1993 ha così definito la Life Cycle Assessment:

"è un procedimento oggettivo di valutazione di carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e

dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale".

All'interno di questa definizione sono presenti concetti decisamente innovativi: in primo luogo l'approccio scientifico, rappresentato dall'oggettività del procedimento, che comprende procedure e valutazioni critiche dei risultati basate su verifiche scientifiche; la relazione tra input usati ed output emessi; il non limitarsi solo alla produzione ed al consumo ma il considerare tutto il ciclo di vita: *from cradle to grave*.

Il ciclo di vita di un prodotto rappresenta, quindi, l'insieme degli stadi successivi e concatenati di un sistema produttivo, dall'estrazione delle materie prime alla dismissione dei rifiuti finali attraverso le sue fasi di produzione e consumo e delle relazioni che si innescano tra le diverse fasi in termini di carichi ambientali associati.

È chiaro che l'applicazione di questa metodologia non può prescindere dalla raccolta, da un lato, di una serie di informazioni quantitative legate all'ammontare degli input e, dall'altro, dall'ammontare delle emissioni in aria, suolo e acqua, ma, soprattutto, è strettamente connesso all'individuazione di tecniche di rilevazione e di valutazione degli impatti il cui rigore e precisione consentano le successive attività di confronto fra le fasi di realizzazione del prodotto o tra prodotti/processi alternativi.

La LCA ha nel tempo suscitato un interesse sempre crescente dovuto essenzialmente alle molteplici applicazioni in cui può essere coinvolta che riguardano, oltre agli ambiti che abbiamo citato di confronto fra fasi, prodotti e tecnologie di processi alternativi, aspetti economici e sociali del prodotto; quelli economici possono essere ricondotti sia alla riduzione dei costi dovuta all'individuazione, attraverso l'analisi, degli sprechi ed alla conseguente ottimizzazione dell'uso delle risorse, sia alla possibilità di veder riconosciuto, con l'uso delle certificazioni ambientali di cui LCA rappresenta lo strumento di base, un *premium price* dai consumatori maggiormente sensibili ai problemi ambientali ed alla riduzione dell'asimmetria informativa anche in questo ambito. Per quel che riguarda gli aspetti sociali ed istituzionale quest'analisi potrebbe diventare uno standard ed essere introdotta nella normativa legata alla gestione del rischio ambientale, prevenendo e attenuando gli inquinamenti e, grazie alla immediatezza dei suoi risultati, potrebbe essere divulgata facilmente favorendo l'educazione ambientale dei cittadini.

Un ulteriore punto a favore della LCA è quella di potersi bene adattare anche ad una analisi approfondita a livello economico, associando imputazioni di costo ai vari stadi, per definire i risultati ottenuti in termini di benefici o perdite e quindi valutare eventuali modifiche alle fasi che sprecano risorse.

I passaggi in cui si articola una LCA sono:

- la definizione del sistema da analizzare, che comporta innanzitutto la descrizione delle motivazioni e dello scopo per cui si conduce l'analisi, se comparativa fra prodotti diversi legati da nessi di sostituibilità e/o complementarietà, oppure ottenuti con processi differenti;
- la definizione dell'unità funzionale, ovvero della quantità di prodotto a cui far riferimento nell'analisi (kg di prodotto, superficie produttiva, porzione di alimento consumato ecc.);
- la fissazione dei confini del sistema da analizzare, ovvero, l'inclusione o meno di alcune fasi del ciclo di vita del prodotto considerato;

- la compilazione del bilancio ambientale, in cui sono raccolti tutti i flussi di input e output riferiti alle diverse fasi tecnologiche identificando e quantificando i consumi di risorse (materie prime, acqua, prodotti riciclati), di energia (termica ed elettrica), gli input e le emissioni¹ in aria, acqua e suolo, gli output;
- la valutazione degli impatti, in cui input e output, sistemati in funzione della rilevanza degli effetti che determinano sull'ambiente, vengono prima classificati con metodi orientati alla misurazione dei danni procurati o alla stima delle categorie di impatto coinvolte dalle emissioni prodotte e poi quantificati attraverso la definizione di un eco-indicatore, un valore numerico adimensionale con cui termina il processo;
- l'interpretazione dei risultati ed il miglioramento dei processi, cioè una serie di verifiche della completezza dei dati e di affidabilità dei risultati ottenuti, attraverso le analisi di sensibilità, le verifiche della congruità tra i risultati ottenuti e gli obiettivi dell'analisi.

La metodologia LCA accanto all'indubbio vantaggio di poter essere facilmente applicata a contesti territoriali circoscritti e fortemente caratterizzati per le tecniche produttive adottate e le caratteristiche ambientali e pedoclimatiche, presenta una limitazione legata all'utilizzo di banche dati in cui si fa riferimento a situazioni standard; per cui il risultato dell'analisi è una mediazione tra l'accuratezza delle informazioni prese su scala locale ed il processo di sistematizzazione degli impatti che si basa su valori globalmente accettabili.

L'utilizzo dei risultati dell'analisi del ciclo di vita ha, come abbiamo detto in precedenza, validità per le aziende poiché consente di "recuperare" i costi sostenuti per la prevenzione dell'inquinamento attraverso l'ottenimento di un marchio di "prodotto ecologico" che, differenziando il prodotto, gli consente di ottenere il riconoscimento di un *premium price*, almeno da quei consumatori più attenti e consapevoli dei problemi legati alla sostenibilità ambientale.

Il marchio di prodotto ecologico è lo strumento dell'Unione Europea per la gestione ambientale, emesso in applicazione del V e VI Programma Comunitario di Politica e Azione per l'Ambiente, basati su principi innovativi capaci di incidere non solo sull'impostazione della nuova legislazione ambientale, ma anche sui processi produttivi delle imprese e sulle modalità di comunicazione con il pubblico. Queste ultime si sono concretizzate nei due schemi di certificazione ambientale EMAS (Environmental Management and Audit Scheme) ed Ecolabel che si prefiggono l'obiettivo di promuovere lo sviluppo economico in armonia con l'ambiente. In linea con l'evoluzione delle politiche ambientali (produzione rispettosa dell'ambiente e consumo consapevole), i due Regolamenti EMAS ed Ecolabel sono stati profondamente innovati nel tempo.

Di più recente introduzione è invece la dichiarazione ambientale di prodotto che consente di esprimerne i risultati ottenuti dalla LCA attraverso un documento in cui vengono dichiarate e rese facilmente leggibili tutte le informazioni relative alle performance ambientali che il prodotto realizza utilizzando indicatori di immediata e facile comprensione (e.g. *Carbon e Water Footprint*).

¹ Per quel che riguarda il calcolo dell'ammontare delle emissioni, i software utilizzati per l'elaborazione dell'analisi fanno riferimento a banche dati internazionali; i valori in esse contenute sono ottenuti facendo riferimento a condizioni e caratteristiche standard che possono essere utilizzate, con sufficiente approssimazione, anche a livello globale.

5. Obiettivi, materiali e metodi

Come già evidenziato, numerosi studi contribuiscono a definire i consumi alimentari dal punto di vista dell'impatto ambientale (Berners-Lee et al., 2012; Muñoz et al., 2010; Duchin, 2005; Carlsson-Kanyama, 1998; Hoolohan et al., 2013; Roma et al., 2010) e a fornire un quadro dettagliato di quale sia il contributo di ciascun alimento inserito nella dieta all'impatto complessivo del consumo alimentare. In particolare ci si sofferma sulle tecnologie di produzione primaria e trasformazione degli alimenti, sulle modalità di confezionamento e conservazione, sulle modalità di trasporto e distanze percorse tra luogo di produzione e consumo. In questo senso ciascun contributo esaminato appare fortemente caratterizzato, oltre che in funzione dei modelli alimentari che caratterizzano i diversi contesti socioeconomici e culturali, per le differenze che in ciascuna realtà territoriale contraddistinguono i processi produttivi primari (vocazione colturale, condizioni climatiche, necessità di apprestamenti protettivi, rese, ecc.) nonché per il diverso grado di autosufficienza dei contesti locali che determinano differenti livelli di ricorso agli approvvigionamenti dall'estero per alcuni prodotti, (Pirog e Larson, 2007; Milà i Canals et al., 2008). La caratteristica specifica più significativa di questo lavoro, e del progetto Safebio più in generale, è quella di affrontare il problema degli impatti ambientali delle diete e degli stili alimentari, proponendo un approccio metodologico che consente di valutare la sostenibilità in una prospettiva multidimensionale. In particolare dopo aver definito modelli di diete caratterizzate da diversi livelli di consumi biologici, l'intento è stato quello di analizzarli sia dal punto di vista dell'adeguatezza nutrizionale che relativamente agli aspetti legati agli impatti ambientali.

Sulla scorta delle esperienze di ricerca già citate, questo lavoro si basa su un approccio innovativo che cerca di analizzare gli impatti ambientali delle diete come risultato di un complesso di scelte del consumatore che riguardano aspetti sia qualitativi che quantitativi e che dipendono dalla consapevolezza e dall'attenzione alle raccomandazioni nutrizionali (aumento del contenuto di fibre e di frutta e verdura, riduzione del contenuto in grassi, corretto apporto calorico ecc.). A tale aspetto si aggiunge una sempre maggiore attenzione all'impatto ambientale dei consumi alimentari che caratterizza in maniera più marcata i consumatori biologici rispetto ai convenzionali (De Boni et al., 2015). L'analisi congiunta del valore nutrizionale dei diversi regimi alimentari e dei loro aspetti ambientali, fortemente legati ai processi produttivi degli alimenti ed alle modalità di approvvigionamento e consumo degli stessi, ha avuto l'obiettivo di fornire una lettura innovativa dei processi di consumo, che potesse supportare lo sviluppo di politiche di indirizzo verso consumi alimentari adeguati dal punto di vista nutrizionale e rispettosi dell'ambiente.

Con questo intento sono stati, in primis, definiti alcuni modelli di dieta, indicativi delle abitudini alimentari di gruppi di consumatori, quindi valutati, sia dal punto di vista nutrizionale che dell'impatto ambientale, i diversi tipi di alimenti inseriti in proporzioni diverse, nei modelli di dieta. Alla luce della già menzionata tendenza verso un crescente consumo di prodotti biologici, un particolare approfondimento dell'analisi è stato riservato a valutare il contributo dei prodotti biologici, freschi e trasformati, all'impatto complessivo della dieta. Rispetto ai precedenti studi (Venkat , 2012; Basset-Mens et al., 2007) l'obiettivo è stato quello di superare il confronto tra i singoli prodotti analoghi, ottenuti con tecniche di produzione convenzionale e biologica, per valutare il loro apporto in termini nutrizionali ed ambientali alla dieta nella sua interezza. In questo senso le performance ambientali stimate per i modelli di dieta hanno tenuto conto anche delle complesse relazioni che i consumi alimentari hanno con il territorio

in cui l'azione di consumo si svolge, quali la disponibilità di prodotto locale, la stagionalità della produzione, le caratteristiche del sistema distributivo e i canali di acquisto maggiormente utilizzati. L'analisi delle diete dal punto di vista dell'impatto ambientale è stata condotta attraverso diverse fasi successive: in primo luogo sono stati definiti i modelli di comportamento alimentare che caratterizzano i consumatori; a tali modelli vanno riferite diete differenti per qualità e quantità degli alimenti, ma soprattutto per livello di consumo di alimenti biologici. Successivamente le differenti diete sono state analizzate allo scopo di valutare le relazioni tra gli aspetti nutrizionali e l'impatto ambientale generato da ciascuno dei modelli di consumo individuati. In particolare l'analisi ambientale dei diversi modelli alimentari ha avuto lo scopo di comparare gli effetti sull'ambiente di diete caratterizzate da differenti livelli di consumo di prodotti biologici nonché le relazioni tra correttezza nutrizionale (apporto calorico, contenuto di alimenti di origine animale, contenuto in grassi...) e *performance* ambientali, allo scopo di valutare le relazioni tra la qualità dei regimi alimentari, in termini di apporti nutrizionali e composizione della dieta, e performance ambientali.

Per ciascun alimento rilevato nelle diete, è stata scelta come unità funzionale (UF) il grammo ed è stato calcolato l'impatto ambientale unitario tramite l'analisi del ciclo di vita utilizzando il software SimaPro rel.7 della PrèConsultant. I risultati sono stati espressi in termini di emissioni di gas serra GHG utilizzando il metodo "Environmental Product Declarations (EPD)" disponibile nel software utilizzato. Tale scelta metodologica è stata dettata dalla necessità di disporre di un unico indicatore (gCO₂ eq/kg) facilmente comprensibile ed idoneo a rendere confrontabili gli apporti all'impatto ambientale dei numerosi alimenti che compongono i modelli di dieta rilevati. I risultati dell'analisi LCA sono stati confrontati con i valori di emissioni di CO₂ riportati nei database disponibili in letteratura allo scopo di confermarne la validità e/o approfondire le cause di variabilità (differenze nelle tecniche di produzione, luoghi di origine, influenza del trasporto, differenze qualitative delle materie prime o delle fonti energetiche utilizzate) (Hoolohan et al., 2013; Kägi et al., 2010; Quack et al., 2009). Gli impatti calcolati per le singole UF di alimento sono state moltiplicate per le quantità consumate risultanti dalla elaborazione dei diari alimentari giornalieri; gli impatti sono stati espressi riaggregando i singoli alimenti nei gruppi di prodotti riportati nel grafico seguente.

5.1. Il gruppo di consumatori

L'analisi degli impatti ambientali dei consumi alimentari domestici svolta nell'ambito del progetto Safebio dall'UO Bari ha avuto come necessario presupposto la raccolta di informazioni sulle abitudini alimentari dei consumatori italiani. Per la realizzazione della base di dati sulla quale realizzare le successive analisi, il progetto ha previsto la selezione di un gruppo di famiglie residenti in cinque province, appartenenti a differenti ripartizioni del territorio Italiano (Torino per il Nord, Roma e Perugia al centro, Bari e Campobasso al Sud). Il criterio di selezione delle famiglie ha previsto che la loro composizione prevedesse la presenza di padre, madre ed uno o più figli di cui almeno uno minorenni. Al componente della famiglia responsabile della rilevazione è stato sottoposto, preliminarmente, all'inizio delle rilevazioni vere e proprie, un questionario di screening che ha consentito di raccogliere tutte le informazioni utili a definire la famiglia relativamente alla conoscenza, al livello di consumo ed alle modalità di acquisto dei prodotti biologici. Il questionario di screening ha consentito di tracciare un profilo della famiglia e di effettuare una prima distinzione dei consumatori, basata sulle loro dichiarazioni, in consumatori biologici, con due diversi livelli di consumo, e convenzionali. La vera e propria rilevazione dei consumi è stata, infine, effettuata tramite un'indagine diretta che si è protratta nell'arco dell'anno 2012. A tutte le famiglie, per tre giorni

in ciascuna delle quattro stagioni, è stato chiesto di registrare, in un diario alimentare, tutti gli alimenti consumati nei sei pasti quotidiani (colazione, spuntino a metà mattina, pranzo, merenda, cena, spuntino dopo cena) con le relative quantità, modalità di preparazione, indicazioni relative alla eventuale certificazione bio. I dati raccolti sono stati utilizzati per realizzare un *data base* da sottoporre alle elaborazioni successive.

5.2. I modelli di diete

Le famiglie intervistate sono state classificate in base al consumo effettivo di prodotti biologici (Forleo et al., 2015): in particolare è stato fatto riferimento a diversi criteri (percentuale di spesa per il totale prodotti biologici e per ciascuno di essi sul valore complessivo della spesa alimentare; frequenza di acquisto; percentuale di alimenti bio rispetto al consumo totale in quantità). Utilizzando un criterio multiplo, che prevedeva il superamento dei valori scelti come soglia per almeno due dei quattro indicatori scelti, i consumatori sono stati suddivisi nei tre gruppi: Convenzionali, Bio-Weak e Bio-Strong (tab. 4.1). Da tale clusterizzazione è risultato che il 69% delle famiglie intervistate acquista prodotti biologici e, di queste, poco più di un terzo possono essere definite Bio-Strong: per questa tipologia di consumatori l'apporto reale di prodotti biologici nella dieta è risultato, mediamente, del 57% in quantità, modesto ma in linea con quanto riportato in letteratura per i consumatori italiani e, soprattutto, rilevante se raffrontato con la sporadica presenza di alimenti bio nella dieta dei consumatori Convenzionali (0,2% in quantità) e Bio-Weak (5%). E' opportuno precisare che tali percentuali sono state calcolate escludendo dai consumi l'acqua minerale, che pur irrilevante in termini di apporto calorico, merita una particolare attenzione dal punto di vista dell'impatto ambientale. Poiché per l'analisi degli impatti ambientali, attraverso il metodo della *Life Cycle Analysis*, si è scelta come unità funzionale il grammo di ciascun alimento consumato, ed in virtù delle minime differenze rilevate in termini quantitativi tra Bio-Weak e convenzionali, è stato ritenuto opportuno concentrare l'analisi sulle diete convenzionali e Bio-Strong, al fine di rendere più evidenti le differenze tra i due regimi alimentari.

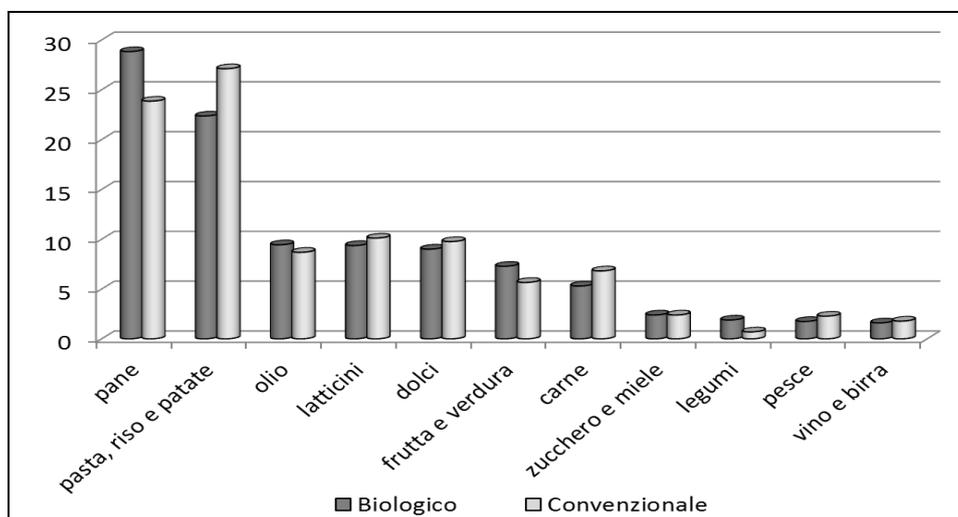
Tab. 4.1 - Consumi di alimenti biologici per gruppi di consumatori

| Consumatori | Contenuto alimenti bio (% in peso) |
|---------------|---------------------------------------|
| Convenzionali | 0,2 |
| Bio Weak | 5,0 |
| Bio Strong | 56,7 |

È stato poi necessario scomporre tutte le preparazioni definite da una ricetta (ad es. pasta al sugo, ciambella, tortellini) nei diversi ingredienti ed uniformare la nomenclatura dei cibi, sostanzialmente uguali ma definiti con nomi diversi nelle diverse tradizioni gastronomiche regionali. Il database così ridefinito è stato poi sottoposto ad elaborazione statistica attraverso

il software IBM-SPSS rel. 17.0. Per i due gruppi di consumatori convenzionali e biologici sono stati, a questo punto, definiti due modelli di diete giornaliere: ciascun modello comprende tutti i cibi e le bevande consumate dagli intervistati, nelle quattro stagioni e nei sei pasti giornalieri; le quantità, relative a ciascun alimento, sono espresse dai grammi di ciascun alimento o bevanda mediamente consumato in un giorno. Per ciascun modello di dieta è stata verificata l'accettabilità dal punto di vista nutrizionale: a tal fine si è fatto riferimento alle linee guida INRAN (INRAN, 2003) riferite ad adulti normopeso, con attività fisica moderata, e si è verificato, che i modelli elaborati di dieta biologica e convenzionale, pur con differenze sia rispetto all'apporto calorico (Forleo et al., 2015), che al contenuto di altri nutrienti, soprattutto grassi e carni, sono risultati entrambi accettabili dal punto di vista nutrizionale rispetto a quanto consigliato nelle "linee guida INRAN". La figura successiva mostra la distribuzione dell'apporto calorico dei due modelli tra i principali gruppi di alimenti (fig. 4.1).

Fig. 4.1 - Contributo dei gruppi di alimenti all'apporto calorico complessivo (%)



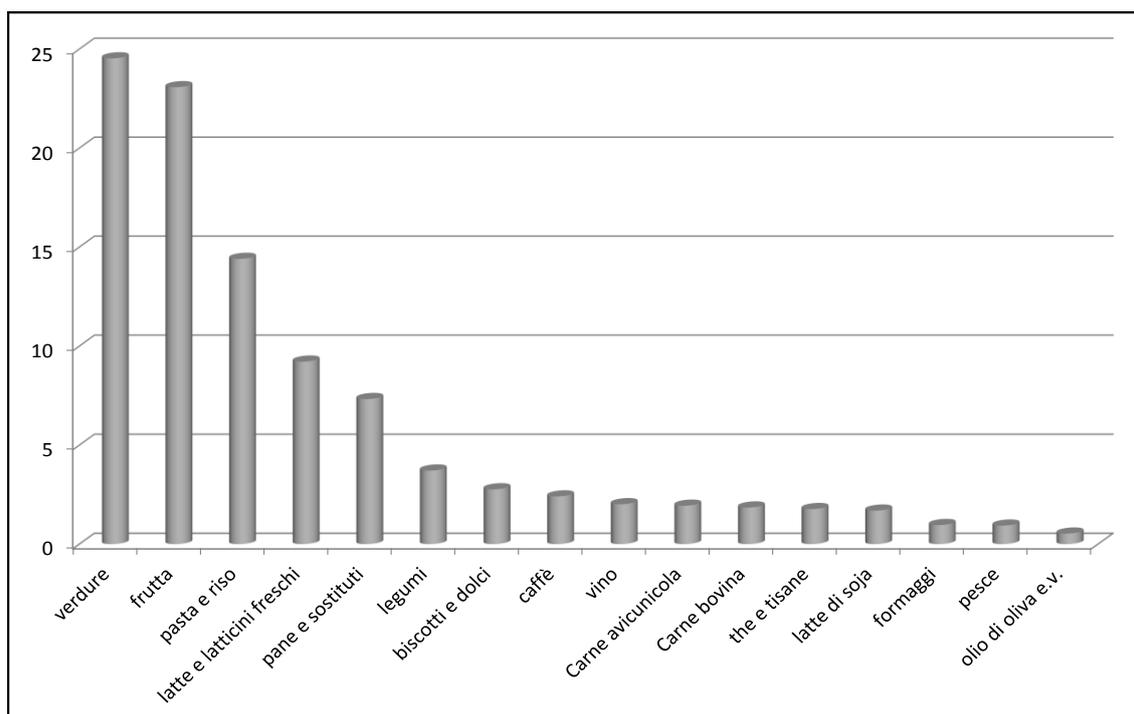
Fonte: nostra elaborazione

In termini di composizione, il modello di dieta biologica è risultato essere caratterizzato da una maggiore varietà di alimenti diversi (115 rispetto ai soli 62 della dieta convenzionale) e da un apporto calorico complessivo pressoché uguale a quello della dieta convenzionale. Nella dieta biologica, pane, frutta, verdura e legumi ed olio di oliva contribuiscono all'apporto calorico complessivo in misura maggiore rispetto al modello di dieta convenzionale (70% vs. 66%) (fig. 4) che privilegia, per quanto riguarda i carboidrati, pasta, riso e patate prevedendo un maggior contributo all'apporto calorico complessivo da parte di alimenti di origine animale, carni, pesce, uova e latticini. Per entrambi i modelli, il consumo quotidiano di frutta e verdura si attesta mediamente intorno alle tre porzioni, contro le cinque/sei consigliate; più preoccupante la scarsa presenza dei prodotti ittici che non raggiunge il consumo di una porzione settimanale in entrambi i regimi alimentari.

Il paniere di prodotti biologici consumati dai consumatori precedentemente definiti "Bio-Strong", considerato in termini quantitativi, mostra una presenza rilevante di frutta e verdura (fig. 4.2) che, nel complesso, rappresentano quasi la metà dei prodotti bio. Seguono i carboidrati che, considerando la pasta ed il riso (14,4%), il pane e sostituti (7,3%) ed i biscotti e

dolci (2,8%), rappresentano quasi un 1/4 dei consumi bio. Per quanto riguarda i prodotti proteici, il modello di dieta biologica vede la rilevante presenza di latte e latticini freschi (9,2%), mentre le carni rappresentano il 4% circa degli alimenti consumati, equamente ripartito tra carni bovine e pollame. Formaggi e pesce risultano scarsamente rilevanti: il pesce, in particolare rappresenta meno dell'1% del totale dei prodotti bio consumati. Non deve sorprendere, invece, l'apparentemente scarso consumo dell'olio d'oliva biologico che non supera lo 0,5% in peso sul totale dei prodotti biologici, in virtù della sua natura di condimento e del suo elevato apporto calorico.

Fig. 4.2 - Composizione dei consumi biologici negli adulti Bio-Strong (%)

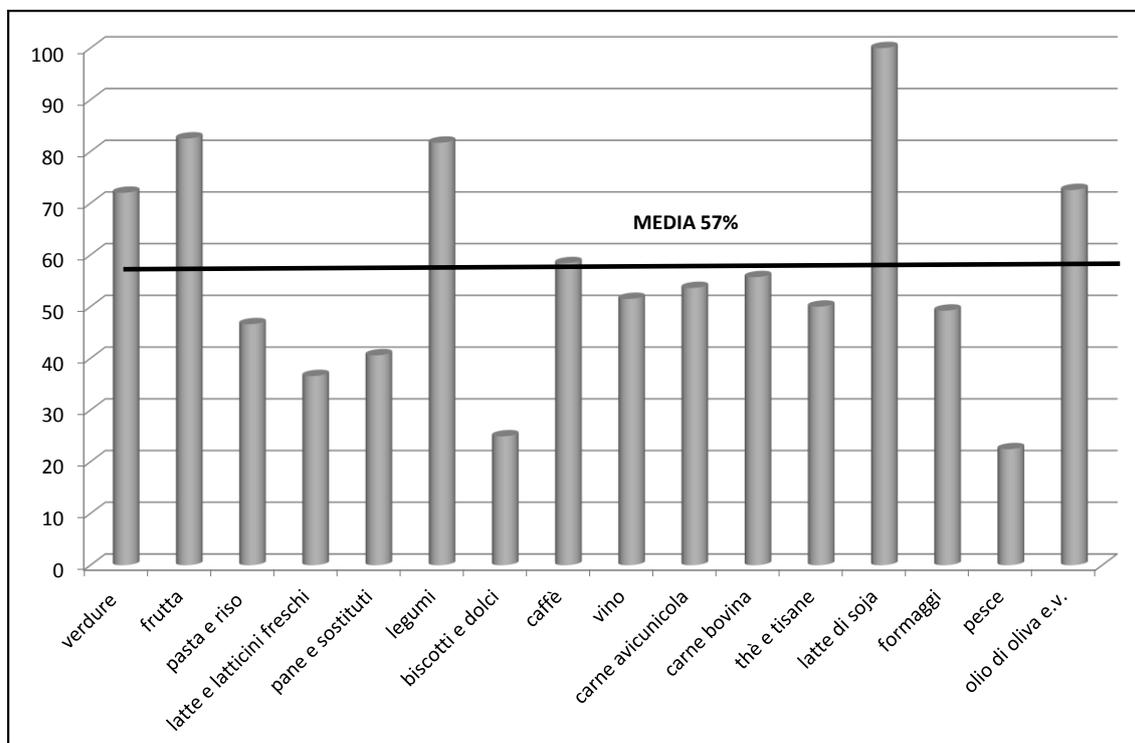


Fonte: nostra elaborazione

Utili informazioni emergono anche dagli indici di incidenza di ciascun prodotto nella forma biologica rispetto al totale consumato (fig. 4.3). Una prima osservazione riguarda la netta divisione degli alimenti in tre gruppi: quelli per i quali i consumatori esprimono una netta preferenza per la forma biologica, che pesa sul consumo totale oltre il 70%, i prodotti bio il cui consumo è compreso tra il 50% e il 70% del totale, molto prossimo, quindi, al livello medio del 57%, ed i prodotti che nel modello di dieta risultano decisamente privilegiati nella forma convenzionale, con percentuali inferiori al 50%. Al primo gruppo appartiene il latte di soja, consumato esclusivamente nella forma biologica; percentuali rilevanti si osservano anche per frutta e legumi biologici, che rappresentano, rispettivamente, l'83% e l'82% del consumo totale per le stesse categorie di prodotti, olio di oliva extravergine, biologico per il 73%, le verdure (72%). Il secondo gruppo di prodotti, il più numeroso, esprime un consumo nella forma bio nella media o poco al di sotto: caffè (58%), vino (51%), the e tisane (50%) carne bovina (56%) e avicunicola (54%). Nel terzo gruppo rientrano i prodotti il cui consumo bio è decisamente inferiore alla media: formaggi (49%), pasta e riso (47%) biscotti e dolci (25%) e pesce (23%). Se per alcuni prodotti, quali dolci, biscotti, pasta, lo scarso consumo può essere giustificato dalla

possibilità di sostituzione dei prodotti industriali con preparazioni domestiche con materie prime, almeno in parte biologiche, per il pesce la mancanza di consumi biologici nonostante la presenza nelle diete di specie allevate (spigole e orate) appare da approfondire.

Fig. 4.3 - Incidenza del prodotto biologico sul totale consumato negli adulti Bio-Strong (%)



Fonte: nostra elaborazione

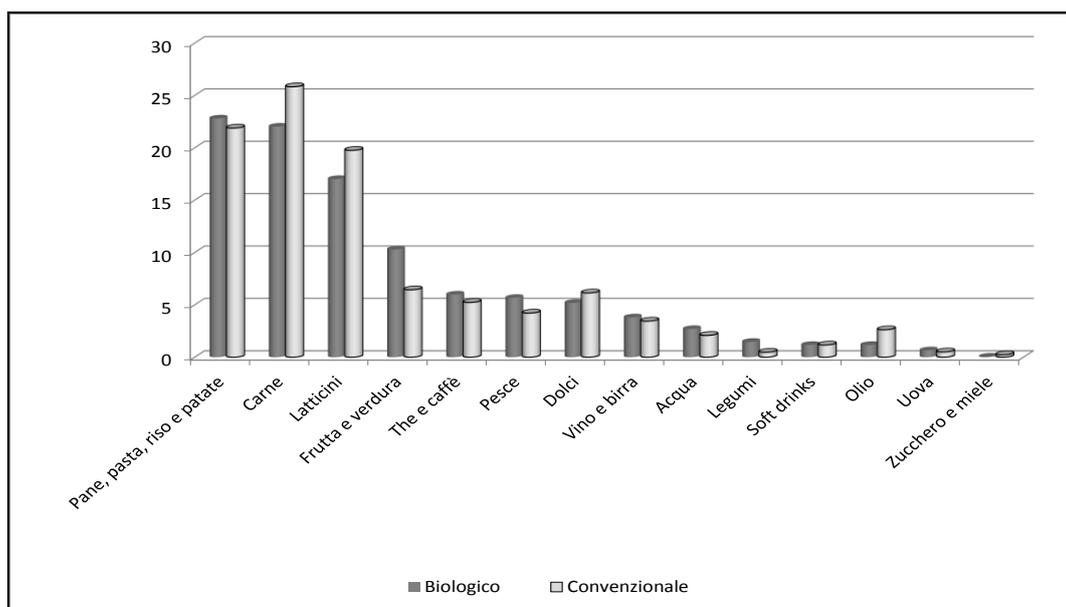
Per ciascuno degli alimenti che compongono i modelli di dieta sono state costruite le matrici degli input di materia ed energia, facendo riferimento alle tecniche colturali e di allevamento più diffuse sul territorio nazionale sia per il convenzionale che per il biologico. Le tecniche e gli input sono stati rilevati attraverso una indagine bibliografica basata sulla letteratura scientifica e di divulgazione; la ragione di questa scelta risiede nel fatto che i tempi della ricerca e, soprattutto, la limitata dimensione delle risorse di progetto non avrebbero mai consentito una catalogazione e sistematizzazione delle diverse tecniche di produzione; il criterio della normalità ed attualità sono state quindi alla base della scelta delle tecniche di riferimento; in alcuni casi e dove è stato più facile reperire testimoni privilegiati sono state effettuate indagini dirette nelle aziende agricole e zootecniche al fine di correggere e/o integrare le matrici delle tecniche. Lo stesso procedimento è stato adottato per gli inventari relativi ai prodotti trasformati nei processi industriali (pasta secca, olio di oliva, salumi, ...).

6. I risultati

6.1. Gli impatti ambientali generati dalle diverse diete

La differente composizione dei due modelli alimentari ha influenzato decisamente le performance ambientali: la dieta convenzionale è risultata provocare un impatto, espresso in termini di emissioni di GHG, di 1.819 g CO₂ eq., superiore del 18% circa rispetto alla dieta contenente alimenti biologici (1.542 g CO₂ eq.). I primi quattro gruppi di alimenti sono responsabili di circa il 68% dell'impatto complessivo nel modello convenzionale, e del 65% in quello bio, come si evince dalla figura 5.1 che mostra l'apporto percentuale alla emissione complessiva. Più in dettaglio: i carboidrati sono responsabili del 27% dell'impatto delle diete convenzionali e del 23% nelle biologiche; le carni, di circa il 18% sia nella dieta convenzionale che biologica; il latte e latticini freschi, 21% nel convenzionale e 17% nel biologico; al quarto posto per importanza la frutta e gli ortaggi, con il 7% delle emissioni nella dieta biologica e il 2,5% nella dieta convenzionale.

Fig. 5.1 - Apporto dei gruppi di prodotti all'impatto ambientale dei due modelli di dieta (%)

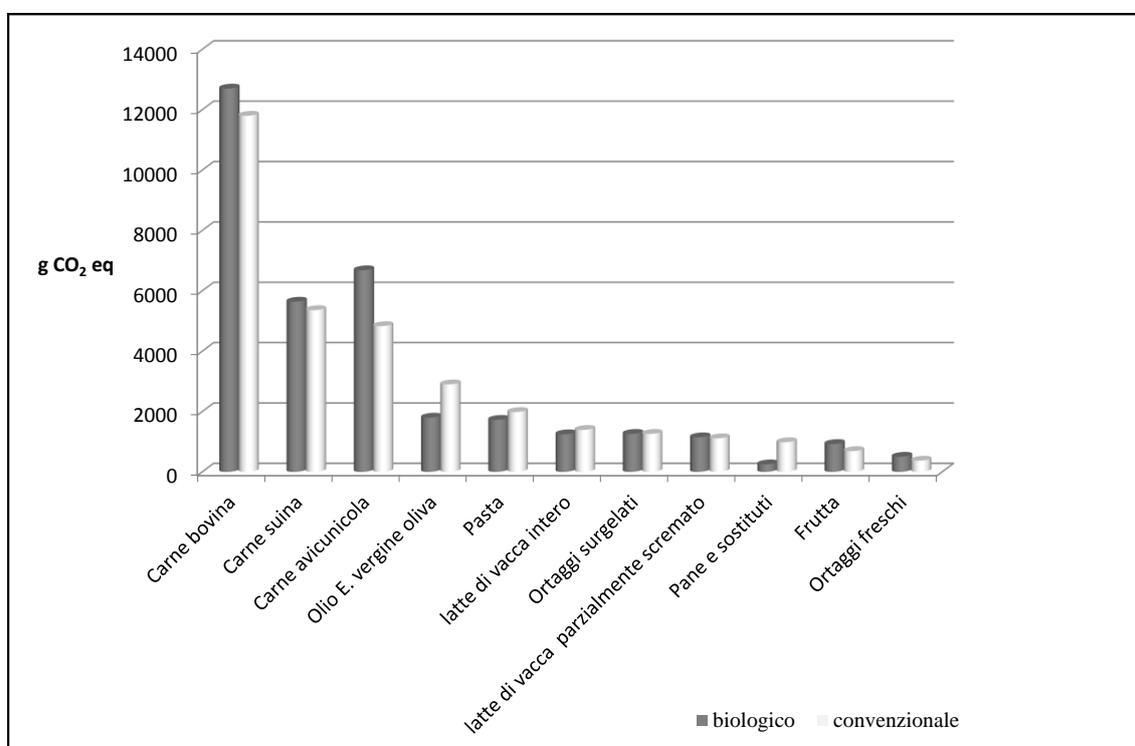


Fonte: nostra elaborazione

Le differenti performance ambientali delle diete vanno ascritte a due aspetti fondamentali: la diversa qualità degli alimenti (biologico e convenzionale), e la differente composizione, in termini quantitativi e qualitativi dei regimi alimentari che, come evidenziato nel capitolo 2, sotto il punto di vista nutrizionale, appaiono caratterizzati da valori dell'indice nutrizionale che evidenziano la migliore adeguatezza delle diete biologiche alle linee guida di una corretta alimentazione (Salvatori et al., 2011). Per quanto riguarda il primo aspetto questo risulta fortemente legato agli impatti specifici dei diversi alimenti, a loro volta dipendenti da un insieme molto complesso di fattori, riconducibili al tipo di processo produttivo (tipo e quantità di input di materia e di energia impiegate, rese, lunghezza del ciclo produttivo, quantità e gestione degli scarti di produzione, modalità di raccolta, ecc.) ai trattamenti successivi alla

raccolta o alla macellazione (prima lavorazione, trasporto, refrigerazione) al trasporto fino al luogo di consumo, alla modalità di consumo e/o preparazione domestica. Risulta pertanto assai difficile indicare un impatto medio unitario, sia pure riferito a gruppi omogenei di prodotti. A titolo puramente esemplificativo e non esaustivo, la figura 5.2 propone una serie di valori medi, calcolati in riferimento ai prodotti rilevati con l'indagine diretta, e verificati con un confronto con i dati riportati nella bibliografia specifica per ciascun gruppo di prodotti, ampiamente citata nel presente lavoro. I dati riportati, pur con le limitazioni suddette, possono fornire una utile indicazione soprattutto per quel che riguarda le differenze, in termini relativi, tra gli impatti dei diversi gruppi di prodotti (di origine vegetale rispetto a quelli di origine animale, diversi tipi di carne, prodotto trasformato rispetto al fresco), ma, soprattutto, consentono il confronto tra prodotti biologici ed i corrispondenti prodotti ottenuti con metodi convenzionali.

Figura 5.2 – Impatto ambientale di alcuni alimenti nelle diete biologica e convenzionale



Fonte: nostra elaborazione

Come mostra la figura 5.2, in termini assoluti, gli impatti unitari maggiori, espressi in termini di emissioni di gas climalteranti, sono ascrivibili alle carni, e tra queste la carne bovina è quella che esercita gli effetti più negativi sull'ambiente, seguita dalle carni suine e dalle avicunicole. Sostanzialmente le differenze tra gli impatti sono imputabili a tre grandi categorie di fattori: l'efficienza nella trasformazione dei mangimi in carne; le emissioni enteriche di CH₄ più elevate nei ruminanti che nei monogastrici, i diversi tassi di riproduzione (de Vries e de Boer, 2010). Mediamente, e in riferimento agli allevamenti condotti con metodi convenzionali, si può stimare, un impatto di circa 11.800 g CO₂ eq/Kg per la carne bovina, di circa 5.700 g CO₂ eq/Kg per la carne di maiale e di 4.800 g CO₂ eq/Kg per la carne di pollo o coniglio. In generale, l'entità dell'impatto unitario per le carni mostra una tendenza a crescere con la maggior durata

del ciclo produttivo, ma risultano rilevanti anche l'intensività delle tecniche di allevamento, ed il tipo di "taglio" utilizzato che comporta una incidenza dello scarto sulla parte edibile rilevante (Roma et al., 2015; Berners-Lee et al., 2012) In generale per quanto riguarda le carni, l'allevamento biologico comporta un impatto unitario, espresso in termini di emissioni di CO₂, maggiore di quello delle carni convenzionali. Tali differenze, inferiori al 10 % per le carni bovine e suine, e leggermente superiori per le avicunicole, sono da imputare alle tecniche di allevamento più estensive ed al diverso regime alimentare, che implicano un accrescimento leggermente più lento degli animali allevati, a parità di quantità di alimento (Pashaei Kamali et al., 2014).

Per quanto riguarda l'olio di oliva utilizzato dal gruppo di consumatori coinvolti nello studio come condimento pressoché esclusivo, l'impatto unitario per l'olio di oliva extra vergine convenzionale si attesta, mediamente, intorno ai 2.900 g CO₂ eq/kg di prodotto. A questo risultato contribuisce in gran parte la fase agricola di produzione delle olive alla quale va imputata una quota compresa tra il 94 ed il 97% dell'impatto complessivo (Notarnicola, 2014). Il diverso contributo all'impatto del prodotto finito è dovuto alla estrema variabilità che caratterizza la fase agricola con modalità di gestione dell'uliveto e pratiche agronomiche molto diverse da produttore a produttore, anche nello stesso areale. In generale, sistemi produttivi che presentano il miglior profilo ambientale risultano quelli in cui si impiegano pochi fertilizzanti e pesticidi, non si irriga e si conduce un allevamento dell'uliveto poco intensivo, realizzato, in genere, in aziende dalle classi dimensionali più piccole. La fase di trasformazione industriale, se pur contribuisca in maniera modesta alle emissioni climalteranti, mostra una notevole variabilità in relazione alle tecniche di molitura adottate, ai loro consumi energetici, ed alle modalità di gestione dei reflui del frantoio. Proprio in virtù del rilevante contributo della fase agricola, in particolare dell'uso di fertilizzanti ed antiparassitari, nel determinare le emissioni complessive dell'olio di oliva, la tecnica di coltivazione biologica consente, a parità di processo di trasformazione industriale, di contenere notevolmente l'impatto complessivo, con un risparmio di quasi il 40% delle emissioni, che si stimano intorno ai 1.800 g CO₂ eq/ kg prodotto finito (Salomone e Loppolo, 2011). Per quanto riguarda la pasta secca di semola, si può far riferimento per un kg di pasta di semola ad un impatto complessivo di poco inferiore ai 2.000 g CO₂ eq/kg, che scende di circa il 13% nel caso di pasta ottenuta da frumento biologico. La fase di preparazione domestica contribuisce per circa il 40% all'impatto complessivo (Ruini et al., 2010), seguono la coltivazione del frumento con il 36%, la trasformazione industriale (13%), la molitura (5%), mentre le operazioni di packaging e trasporto impattano, complessivamente, per circa il 6%. Numerosi studi (Renzulli et al., 2015; Ruini et al., 2010) hanno dimostrato che la fase alla quale va attribuito il maggior contributo all'impatto complessivo è quella di produzione del frumento duro. In particolare, alla concimazione azotata va ascritto un contributo compreso tra il 31% ed il 59% dell'intera emissione di GHG (Renzulli et al., 2015). Seguono, in ordine di contributo alla *carbon footprint* gli impatti legati all'uso delle macchine agricole. Gli stessi autori sottolineano un effetto positivo in termini di *performance* ambientali della precessione di leguminose al frumento duro, proprio per l'azione azotofissatrice di queste colture che consente di ridurre l'apporto di fertilizzanti azotati di sintesi per il frumento. Considerazioni analoghe, relative al mancato apporto non solo dei fertilizzanti, ma anche di antiparassitari e diserbanti di sintesi, giustificano il più ridotto apporto (circa il 13% in meno) alle emissioni complessive di CO₂ equivalente della pasta secca ottenuta da frumento biologico. Considerazioni analoghe giustificano le diverse performance ambientali del pane bio e convenzionale per il primo si può stimare una emissione media di circa 250 g CO₂ eq/kg per il secondo di 350 g CO₂ eq/kg. La fase agricola, alla quale va imputato il risparmio di emissioni che si osserva per il prodotto bio, è responsabile di circa il 50% dell'impatto complessivo (Reinhardt et al., 2003; Korsaeht et al., 2012) seconde in termini di

emissioni di CO₂ sono la fase di molitura e di cottura: la seconda con un contributo di circa il 10%, pari a quello del trasporto, mentre la fase di prima trasformazione dei cereali in sfarinati incide per circa il 30%. In generale, il pane prodotto, soprattutto cotto in grandi impianti industriali, provoca impatti più modesti rispetto a quello cotto nei forni domestici che non consentono di ottimizzare i consumi energetici rispetto alle modeste quantità di prodotti preparati.

Per il latte vaccino intero, l'impatto unitario, espresso come emissione di CO₂ eq (Notarnicola et al., 2015; Cederberg e Mattsson, 2000, Gonzalez-Garcia et al., 2013a, b, c; Fantin et al., 2012; Guerci et al., 2013; Roy et al., 2009; Castanheira et al., 2006; Van Middelaar et al., 2011), è stimabile intorno ai 1.400 g CO₂ eq/kg come risulta da numerose EPD (Granarolo, 2011). Come si dirà meglio in seguito, le emissioni sono in gran parte riconducibili alla fermentazione enterica dei ruminanti, pertanto il miglioramento delle performance ambientali ottenibile con la produzione biologica risulta piuttosto modesto (-10%) in quanto dovuto esclusivamente alla riduzione di emissioni legata alla coltivazione biologica dei foraggi. Nel caso in cui il latte venga scremato, parte dell'impatto viene attribuito al coprodotto rappresentato dalla crema di latte: pertanto le emissioni risultano ridotte del 20% nel caso del prodotto convenzionale e di circa il 10% per i prodotti bio.

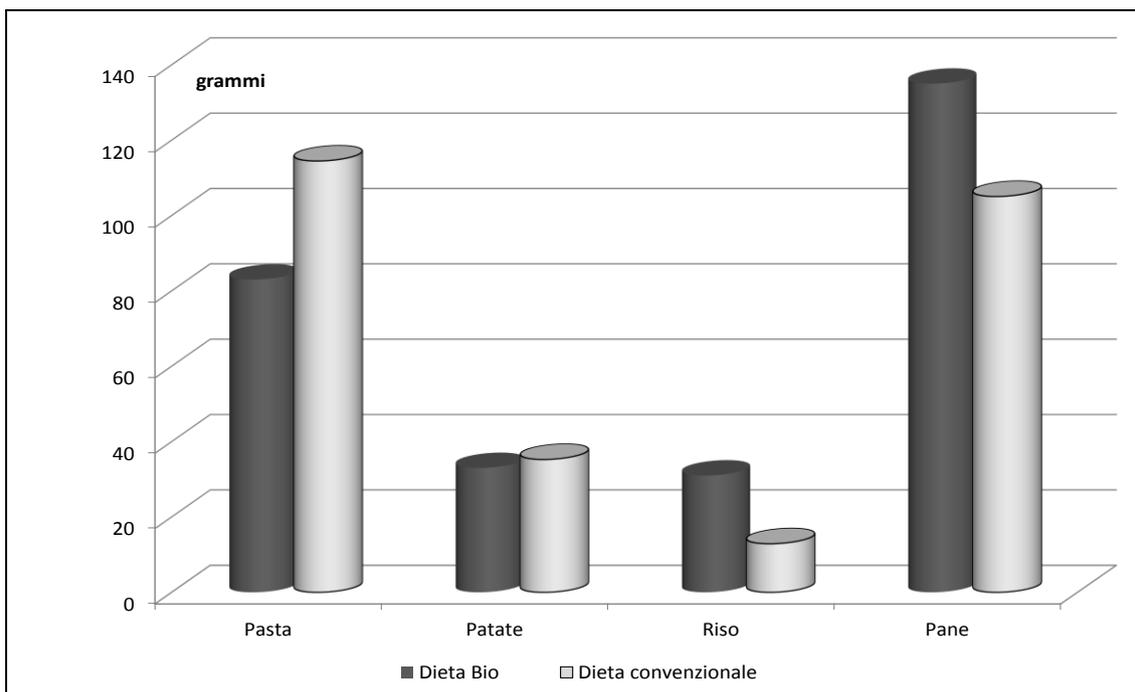
Ultimi per impatti unitari, frutta e ortaggi, sia per le limitate lavorazioni alle quali i prodotti sono sottoposti dopo la raccolta che per il largo consumo che si fa di tali prodotti crudi. In generale la rilevazione svolta nell'ambito di questo lavoro ha evidenziato una attitudine a privilegiare i prodotti di stagione, coltivati in piena aria. Pur nella elevata variabilità dovuta alle diverse specie coltivate, le emissioni di CO₂ per kg di frutta variano dai 660 g CO₂ eq/kg di mele e pere ad un massimo di 3.500 g per i piccoli frutti (Hoolohan et al., 2013). Per gli ortaggi, le emissioni variano dai 600 g circa per i pomodori coltivati in piena aria, che si triplicano nel caso della coltura protetta, circa 660 g per carote, patate e cetrioli (Sonesson et al., 2009) mentre si osservano per le insalate valori più modesti, di circa 250 gCO₂eq/kg prodotto biologico e circa 200 g CO₂ eq/kg per la coltura convenzionale (Venkat, 2012; Audsley et al., 2009). Un'ultima considerazione riguarda gli ortaggi surgelati, poco utilizzati dai consumatori oggetto di studio e sempre come prodotti convenzionali, per i quali si è calcolato un impatto complessivo di circa il 30% superiore al prodotto fresco, in considerazione non solo del processo di surgelazione, ma anche del packaging e delle esigenze di mantenere la catena del freddo fino al consumo, con i relativi consumi energetici (Milà i Canals et al., 2008).

6.2. I carboidrati

Il modello di dieta biologica elaborato mostra consumi di pasta e patate rispettivamente inferiori del 38% e del 6% rispetto a quelli stimati nel modello di dieta convenzionale, mentre il riso ed il pane compensano questo minor consumo di carboidrati con quantità rispettivamente superiori del 58% e del 20% rispetto ai contenuti delle diete convenzionali (fig. 5.3).

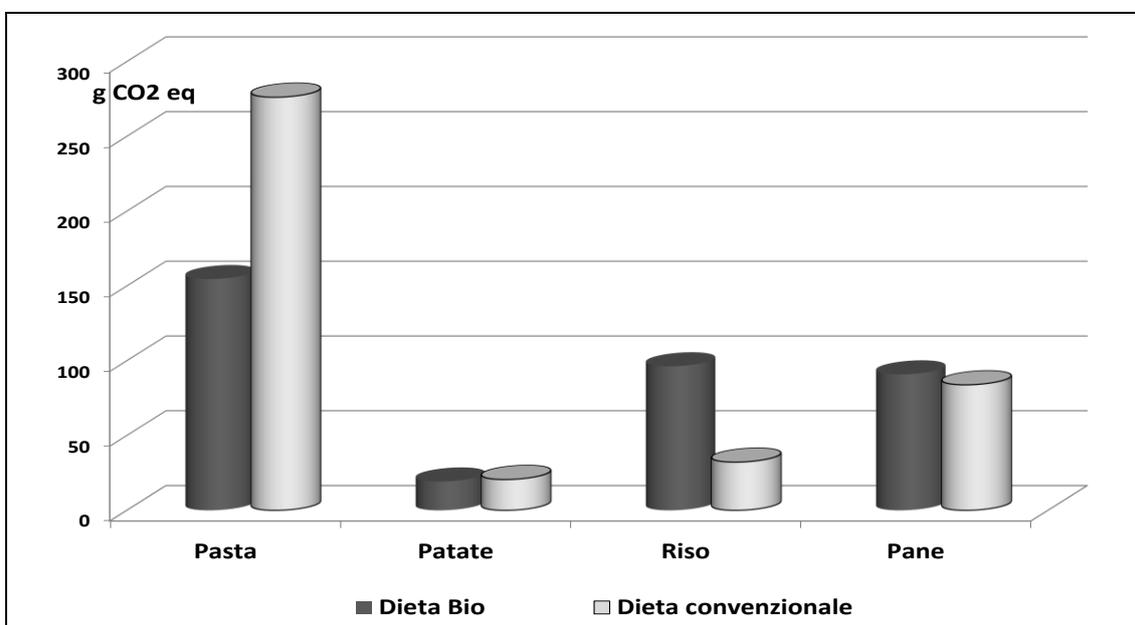
Le patate sono consumate in quantità pressoché analoghe nelle due diete, e sempre in forma convenzionale, generando un impatto quasi identico. Le differenze nelle tecniche colturali adottate nei due metodi, biologico e convenzionale, determinano, per i cereali bio, un minor impatto unitario che, considerata la sostanziale uguaglianza dei processi di trasformazione, sia domestici ed artigianali che industriali, necessari all'ottenimento di pasta e pane, fanno sì che questi ultimi conservino le performance ambientali delle materie prime (fig. 5.4).

Figura 5.3 – Consumo di carboidrati nei due modelli di dieta



Fonte: nostra elaborazione

Figura 5.4 – Impatti complessivi dei consumi di carboidrati



Fonte: nostra elaborazione

6.3. Le carni

Il gruppo delle carni è il secondo responsabile dell'impatto ambientale delle diete, sia biologiche che convenzionali. L'impatto legato a tale gruppo di prodotti risulta di circa un 1/3 maggiore nelle diete convenzionali (487 g CO₂ eq) rispetto a quelle biologiche (366 g CO₂ eq) (fig. 5.6), a fronte di consumi complessivi quantitativamente più elevati di circa il 50% nei regimi dietetici convenzionali (fig 5.5). Le diverse performance ambientali dei due modelli di dieta sono dovute a diversi fattori, gli effetti dei quali sono contrastanti nel determinare i risultati complessivi:

- differenze quantitative nei consumi;
- tipologia di carni consumate (bovina, suina, avicunicola...);
- emissioni unitarie delle carni ottenute da allevamenti bio e convenzionali;
- gamma dei tagli di carne consumati (a parità di specie animale e tecnica di allevamento, i tagli più pregiati hanno un maggiore impatto unitario a causa del maggiore scarto in macelleria).

Riguardo ai primi due fattori è stato riscontrato nelle diete convenzionali un consumo complessivo di carni superiore in quantità, con differenze qualitative dovute alla preferenza dei consumatori bio per il pollame, caratterizzato da emissioni unitarie più modeste rispetto a tutti gli altri tipi di carni e salumi.

Le differenze di emissione calcolate per i diversi tipi di carne (fig. 5.6) sono fortemente legate sia alla durata del ciclo di allevamento, più contenuta per il pollame, il maiale e la carne di vitello rispetto alla carne rossa ed i salumi, per i quali, inoltre vanno aggiunti gli impatti prodotti nelle fasi di lavorazione².

2 Per quanto riguarda le carni bovine, le differenze tra tecniche di allevamento influenzano fortemente la produzione e, di conseguenza i risultati economici e le performance ambientali dell'intero sistema. La produzione di carne bovina è condotta essenzialmente attraverso due tecniche: l'ingrasso di vitelli acquistati e l'allevamento di vitelli nati in azienda allattati dalle vacche nutrici (la cosiddetta linea vacca-vitello). La prima tecnica è caratterizzata dall'acquisto di vitelli che possono essere di differenti età e peso: vitelli scoiostriati di 10 giorni e 30-40 kg di peso, vitelli di 2-3 mesi corrispondenti ad un peso tra 70 e 120 kg, vitelli leggeri di 8-10 mesi con un peso tra 270-300 kg, vitelloni pesanti, 14-16 mesi e 380-480 kg; le diverse categorie di animali vengono ingrassate in azienda fino ad un peso vivo adatto alla macellazione che si aggira intorno ai 550-650 kg, generalmente raggiunto intorno a i 15-18 mesi con una variabilità che dipende dalle razze e dalle tecniche di allevamento. Per l'acquisto dei vitelli da ingrasso di alto valore genetico gli allevatori sostengono costi elevati, che spingono ad intensificare i metodi di allevamento, per garantire il ritorno economico dell'attività con evidenti ripercussioni sull'impatto ambientale, intensificato soprattutto a causa delle elevate emissioni azotate. Entrambi i metodi di allevamento si prestano ad essere applicati sia con la stabulazione libera, che favorisce un maggior sviluppo della massa muscolare, che con metodi intensivi a stabulazione fissa, con possibilità di movimento per l'animale molto limitata. L'allevamento con stabulazione fissa è tipico delle aziende con coltivazioni foraggere, con ampia disponibilità di residui colturali da utilizzare come lettiera e superfici a cui destinare i reflui zootecnici sfruttandone le qualità ammendanti, mentre l'allevamento brado e semi-brado e la linea vacca-vitello, in particolare, costituiscono una buona opportunità non solo per le aree di pianura, ma anche per le aree collinari e montuose più marginali, che sfruttano la disponibilità di pascoli con effetti ambientali positivi sulla biodiversità vegetale.

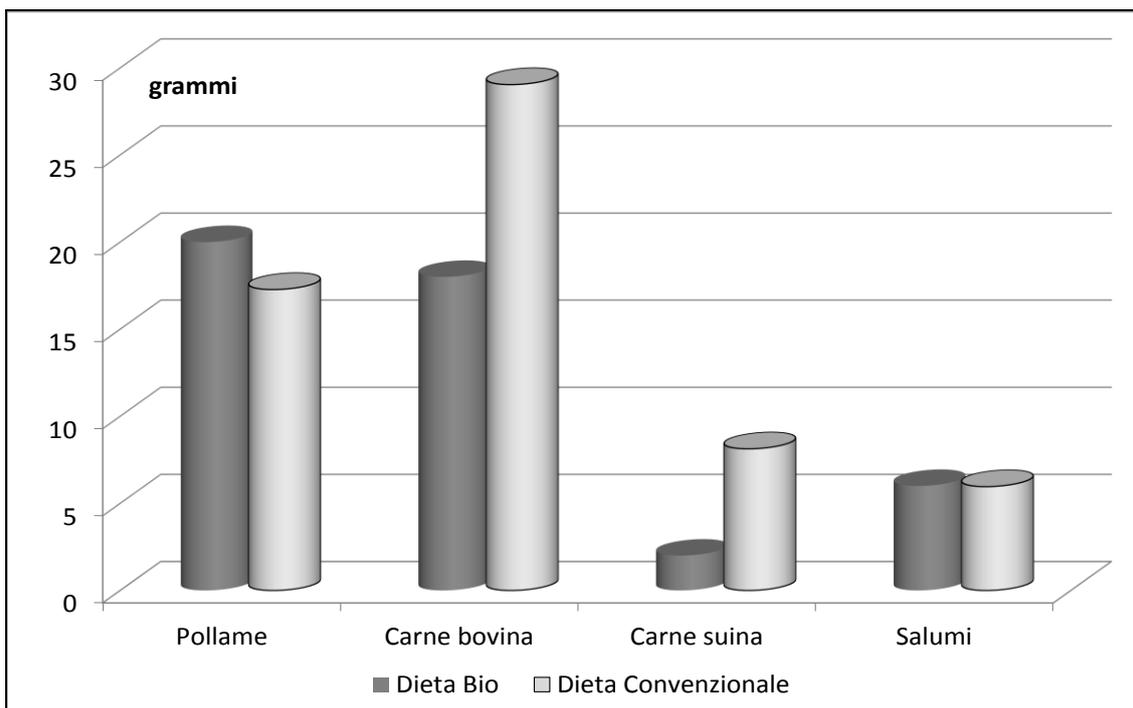
In generale, rispetto alle fasi di macellazione e lavorazione delle carcasse. l'allevamento ha un maggiore impatto a causa delle elevate emissioni enteriche di CH₄ e di ammoniaca (NH₃) e azoto (N) dagli escrementi animali ma, a fronte delle differenze nelle tecniche produttive, le emissioni di gas serra sono caratterizzate da estrema variabilità: nei sistemi di produzione specializzati per la produzione di carne variano tra 22.000 e 40.000 g CO₂ eq per kg di carne; mentre per gli allevamenti da latte, alla produzione del chilogrammo di carne possono essere attribuiti impatti più modesti, variabili tra 14.000 ed i 19.000 g CO₂ equivalente per kg (de Vries e de Boer, 2010; Notarnicola et al., 2015). Le emissioni unitarie di carbonio sono, mediamente, più elevate di circa l'8% per le carni biologiche (Pashaei Kamali et al., 2014; Clemens e Ahlgrimm, 2001), a causa dei metodi di allevamento sicuramente più estensivi imposti dai disciplinari dell'allevamento biologico, che hanno un effetto depressivo sulle rese in carne. Un ulteriore elemento di differenziazione nella determinazione degli impatti ambientali è legato alle differenze di rese alla macellazione dei diversi tipi e tagli di carne: maggiori sono le rese, minori gli scarti da smaltire e, di conseguenza, gli impatti ambientali. Anche nella produzione di carne suina la maggior parte delle emissioni è ascrivibile alla fase di allevamento ed in particolare di ingrasso, mentre la macellazione, il confezionamento ed il trasporto influiscono sulle emissioni di gas serra in maniera più modesta, generando un impatto inferiore sia alle fasi di allevamento che a quelle di trasporto dal punto vendita al luogo di consumo e di preparazione domestica.

L'emissione di gas serra degli allevamenti suini è influenzata principalmente dalle emissioni azotate delle colture utilizzate come mangimi e dalle emissioni azotate e ammoniacali delle fermentazioni enteriche e della gestione dei reflui. Le performance ambientali sono fortemente dipendenti dai sistemi di allevamento, a stabulazione fissa o brado, e dai differenti pesi di macellazione, direttamente collegati con il tempo di permanenza in porcilaia, con il consumo di alimenti, e con la gestione dei reflui (Notarnicola et al., 2015). In generale si può stimare una emissione indicativa di 4.800 g di CO₂ eq per kg di carne di suino allevato con metodi convenzionali, rispettosi delle buone pratiche agricole, mentre le tecniche di allevamento previste dai disciplinari dei prodotti di qualità tipici e biologici, che prevedono allevamenti più estensivi, stabulazione libera e maggior durata del periodo di ingrasso, a causa delle minori rese, sono caratterizzate da un livello di emissioni unitarie per kg di prodotto superiori di circa il 70% rispetto al convenzionale (Basset-Mens et al., 2007).

Per quanto riguarda il pollame, la fase di produzione del mangime è la più impattante dell'intera filiera con la conseguenza che le tecniche di allevamento più estensive, allevamento a terra e biologico in particolare, proprio per le maggiori lunghezze in termini temporali, sono caratterizzate da emissioni di gas serra superiori rispetto agli allevamenti intensivi convenzionali. Mediamente l'allevamento biologico genera una emissione di 2.860 g di CO₂ eq/kg di carcassa, mentre l'allevamento a terra poco più di 2.380 e l'intensivo 1.890 CO₂ eq/kg (Wiedemann et al., 2014).

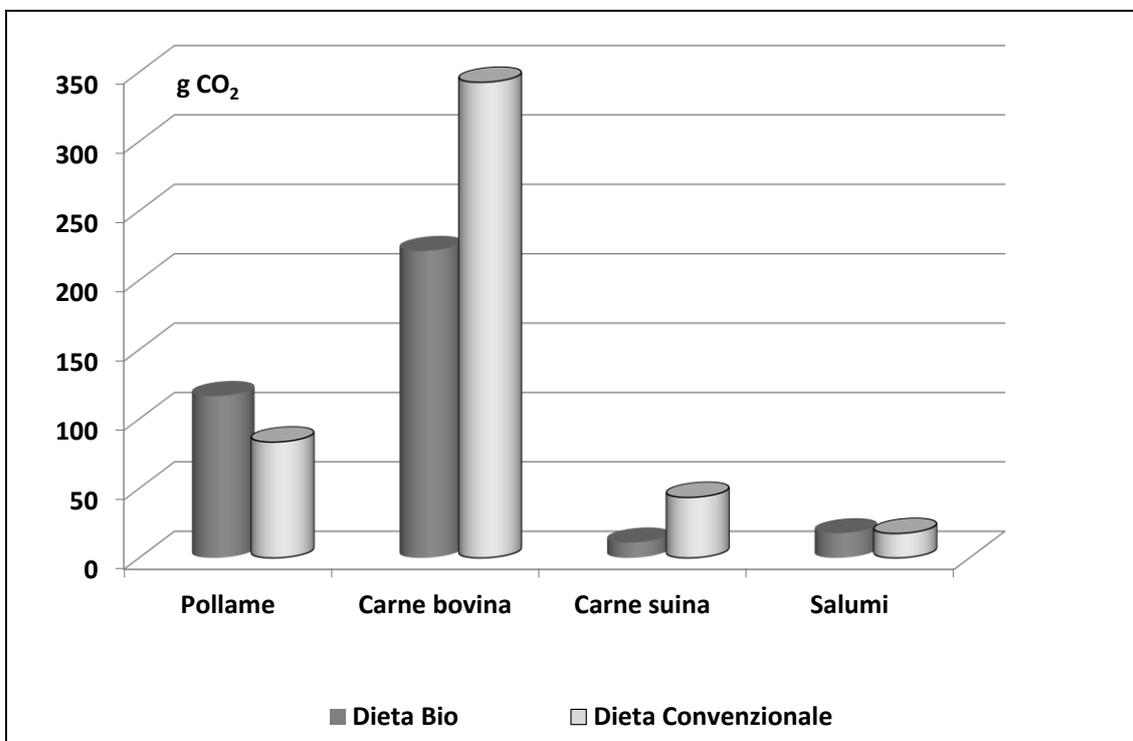
Infine, nel calcolo dell'impatto è stato considerato che la cottura di un kg di carne secondo le modalità di preparazione più frequentemente rilevate nei diari alimentari, arrosto o al forno, comporta una emissione di circa 1.000 g CO₂ eq/kg carne cruda. Per tutti i tipi di carne, in definitiva, le emissioni unitarie di gas serra risultano superiori per i prodotti biologici e le differenze nell'impatto complessivo vanno ascritte alla diversa composizione della dieta piuttosto che alle migliori performance ambientali dei diversi tipi di carni consumate. In particolare, nella determinazione del risultato va considerato il minor consumo complessivo di carne dei consumatori definiti Bio-Strong e la loro preferenza per la carne di pollo rispetto alla bovina.

Fig. 5.5 – Consumo di carni nei due modelli di dieta



Fonte: nostra elaborazione

Figura 5.6 - Impatti complessivi dei consumi di carne



Fonte: nostra elaborazione

6.4. Il latte e i latticini

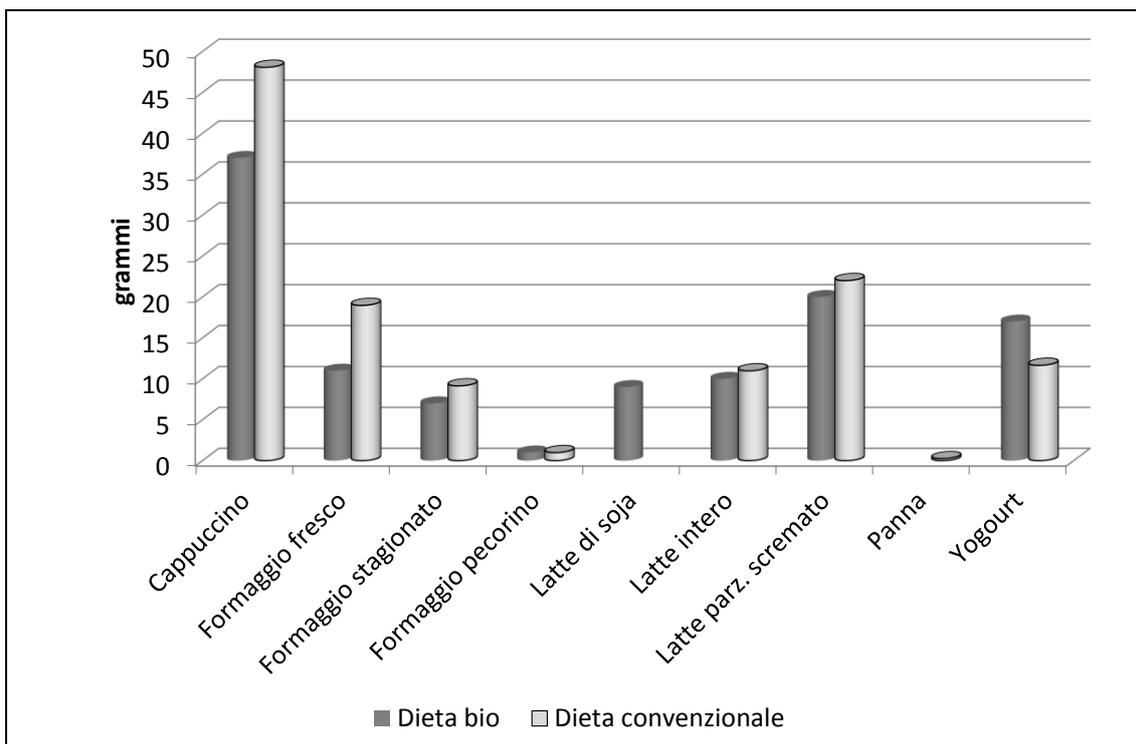
A fronte del già osservato minor consumo di carne, i consumatori Bio-Strong non tendono a compensare l'apporto proteico con maggiori quantità di formaggi rispetto ai convenzionali, tanto che la quantità di latte e latticini complessivamente consumata dai consumatori bio è risultata di circa l'8% inferiore a quella della dieta convenzionale (fig.5.7).

In termini quantitativi, i maggiori consumi di latticini riguardano il latte soprattutto sotto forma di cappuccino, prevalentemente consumato al bar, ed il latte parzialmente scremato o intero; solo nel modello di dieta biologica il latte vaccino è parzialmente sostituito dal latte di soia, totalmente consumato nella forma biologica; seguono i formaggi che forniscono circa la metà dell'apporto calorico derivante dai prodotti lattiero caseari in entrambe le diete. A parte il latte di soia, lo yogurt è l'unico prodotto consumato in quantità superiori nella dieta bio rispetto alla convenzionale. In termini di impatto ambientale, le emissioni complessive di CO₂ per questo gruppo di prodotti risultano più contenute di circa il 25% per i latticini nella dieta bio (fig. 5.8), il che si giustifica in parte con i consumi più modesti e in parte con il minor impatto unitario dei latticini bio.

Una analisi più approfondita consente, infatti, una serie di considerazioni relative alle emissioni unitarie di gas climalteranti. La maggiore quota dell'impatto complessivo per latte e formaggi (Notarnicola et al., 2015; Cederberg e Mattsson, 2000; Gonzalez-Garcia et al., 2013a, b, c, d; Fantin et al., 2012; Guerci et al., 2013; Roy et al., 2009; Castanheira et al., 2006; Van Middelaar et al., 2011) si concentra nella fase di allevamento dei bovini piuttosto che nelle fasi successive di mungitura, trattamenti termici e trasformazione, confezionamento. Le emissioni sono generate dalle fermentazioni enteriche dei bovini, dalla produzione di mangimi, soprattutto se concentrati, e foraggi, dalla gestione dei reflui degli allevamenti; ne consegue che le tecniche di allevamento hanno una grande influenza sulle emissioni complessive di gas serra anche in virtù dei fabbisogni energetici specifici delle diverse forme di tecniche di allevamento. Il latte biologico prodotto in Italia ha, mediamente, una emissione unitaria di CO₂ inferiore del 10% rispetto al latte convenzionale grazie al minor uso di mangimi ed all'assenza di prodotti di sintesi nella produzione dei foraggi; tuttavia occorre considerare nelle valutazioni l'influenza dei diversi tipi di *packaging*: in particolare, assumendo per la bottiglia in PET da un litro, il tipo di confezione più utilizzato dai consumatori intervistati, un'emissione di circa 90 g CO₂/litro di latte, l'incidenza sull'impatto complessivo aumenta del 6,5% per il latte convenzionale in confezione da un litro, del 7,25% per il latte bio in confezione da un litro, fino a raggiungere il 13% in più per il latte convenzionale da mezzo litro e superare il 14% di incremento per il latte biologico nello stesso tipo di confezione. In definitiva il tipo di *packaging* può vanificare il risparmio di emissioni realizzato con il consumo di un prodotto bio (Cederberg e Mattsson, 2000; Granarolo, 2011; Thomassen et al., 2008, 2011; de Boer, 2003). La dieta biologica prevede la parziale sostituzione di latte vaccino con latte di soia, con impatto unitario decisamente più contenuto di quello del latte vaccino sia convenzionale che bio, ed una maggiore quantità di yogurt (Bontempi et al., 2011; Nathan Sell, 2012).

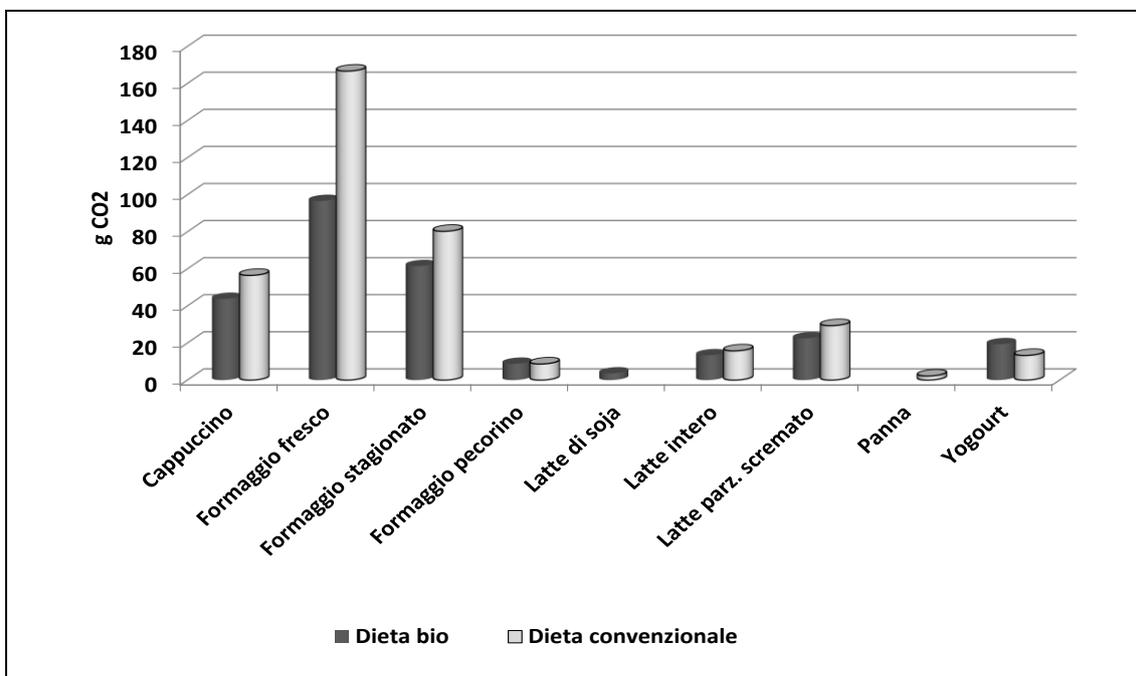
In entrambe le tipologie di dieta, il latte viene prevalentemente consumato sotto forma di caffelatte o cappuccino, con l'aggiunta di caffè che, soprattutto nella preparazione da bar come espresso, esprime un elevato impatto per l'energia richiesta nella fase di preparazione (Salomone, 2003).

Figura 5.7 - Consumi di latte e formaggi nei due modelli di dieta



Fonte: nostra elaborazione

Figura 5.8 - Impatti complessivi dei consumi di latte e latticini



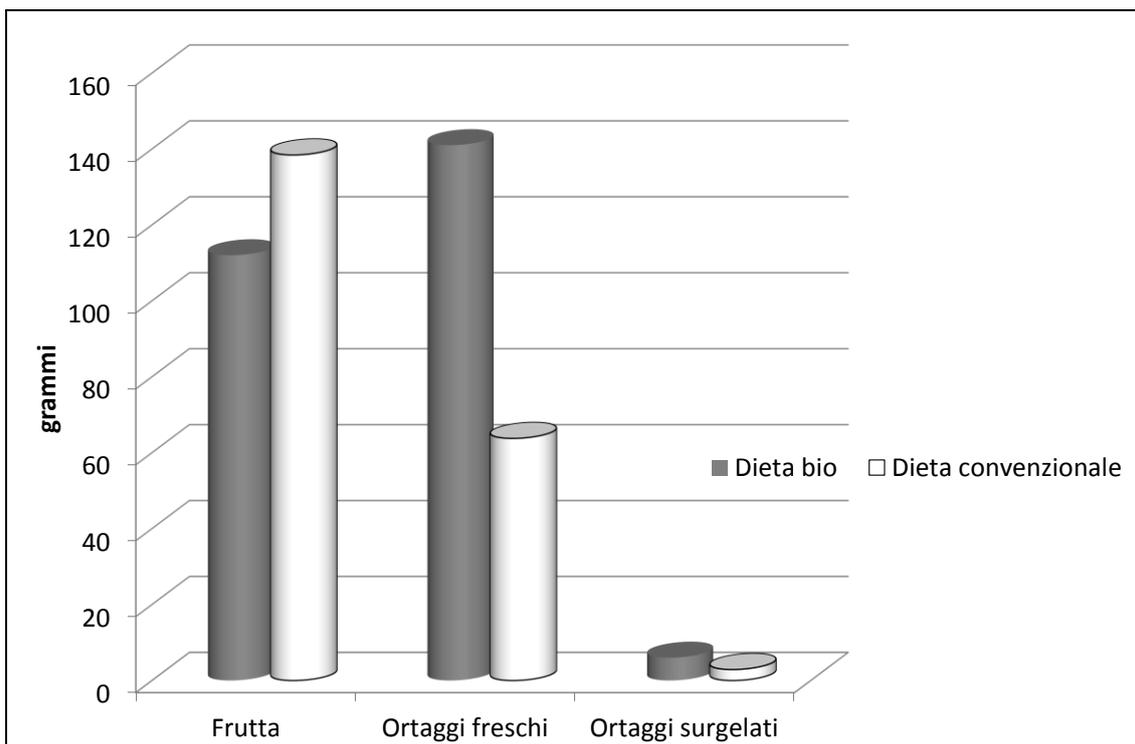
Fonte: nostra elaborazione

6.5. La frutta e gli ortaggi

Dai consumi di frutta e verdura dipendono il 10% delle emissioni complessive del modello di dieta biologica ed il 5% della dieta convenzionale. I due modelli di diete mostrano un consumo di frutta e ortaggi piuttosto modesto, al di sotto delle cinque porzioni quotidiane consigliate dalle linee guida di una corretta nutrizione: in particolare il consumo nella dieta bio è di 112 grammi di frutta e 147 grammi di verdura al giorno, mentre nella dieta convenzionale il consumo di frutta prevalente (138g) rispetto a quello di verdura (68g) (fig. 5.9). Complessivamente, dunque, sono i consumatori bio a consumare più alimenti vegetali, che risultano per oltre i 3/4 rappresentati da prodotti biologici. Il consumo di prodotti surgelati, piuttosto modesto, è doppio per i consumatori biologici rispetto ai convenzionali, che tuttavia consumano sempre prodotti surgelati convenzionali.

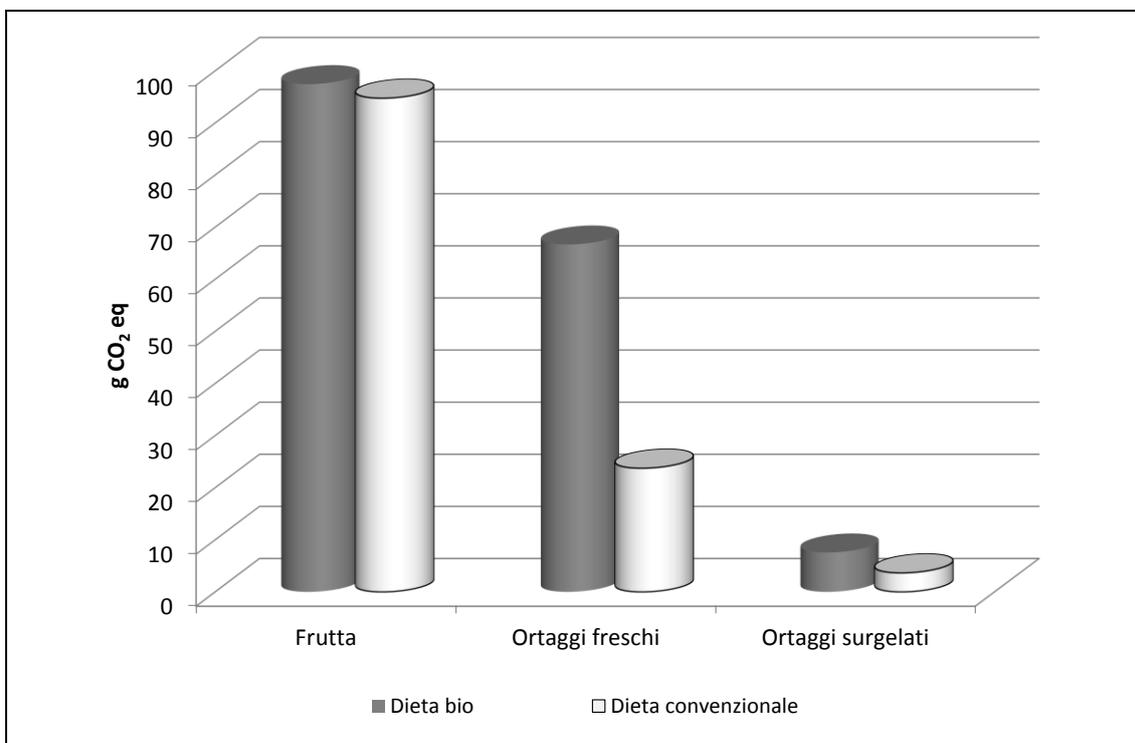
L'impatto in termini di emissioni di CO₂ per i prodotti vegetali mostra una grande variabilità, in funzione soprattutto della intensività delle tecniche di produzione, dell'utilizzo di apprestamenti protettivi ed in particolare di serre riscaldate, ma è soprattutto il trasporto, che spesso richiede l'utilizzo di mezzi refrigerati, ad influire sull'impatto complessivo, con un apporto all'emissione complessiva che oscilla tra il 20 ed il 50% (Stoessel et al., 2012). L'emissione di GHG dei prodotti vegetali nelle diete biologiche è complessivamente risultata superiore di circa il 40% rispetto a quello degli analoghi prodotti nelle diete convenzionali (fig. 5.10). Tale disparità è dovuta solo in parte alle maggiori quantità di prodotti vegetali sia freschi che surgelati che compongono il modello di dieta bio, infatti le emissioni unitarie di frutta e ortaggi biologici possono risultare superiori a quelle dei corrispondenti prodotti convenzionali, in virtù delle rese inferiori, tipiche della agricoltura bio, e dei maggiori consumi di carburanti necessari al controllo delle infestanti, in assenza di prodotti di sintesi. Poiché la quasi totalità dei prodotti consumati dal gruppo di consumatori coinvolti nella nostra indagine risultava di provenienza locale o regionale, in riferimento alle condizioni climatiche ed al contesto produttivo italiano sono stati calcolati impatti mediamente superiori del 35% per il prodotto biologico rispetto al convenzionale, in linea con quanto evidenziato da altri autori per contesti produttivi analoghi (Oudet, 2012). Per quanto riguarda la preparazione domestica è risultato che circa la metà degli ortaggi vengono consumati crudi ed è calcolata una emissione di CO₂ pari a 400 g CO₂ eq/kg del rimanente prodotto, cotto tramite bollitura.

Figura 5.9 - Consumi di frutta e ortaggi nei due modelli di dieta



Fonte: nostra elaborazione

Figura 5.10 - Impatti complessivi dei consumi di frutta e ortaggi



Fonte: nostra elaborazione

7. Conclusioni

Il consumo di prodotti biologici appare fortemente orientato verso alcune tipologie: in particolare frutta e verdura, pasta e pane, e latticini in virtù della loro maggiore reperibilità e dei prezzi più contenuti, mentre risulta scarso per le carni e per il pesce. Per i prodotti ittici in particolare, la scarsa diffusione dell'allevamento biologico e soprattutto la ancora sporadica presenza di questo tipo di prodotto nella Distribuzione Organizzata risultano determinanti nel moderare il consumo (Castellini et al., 2012; Thrane, 2003). Entrambi i modelli di dieta elaborati sono risultati accettabili sotto il profilo nutrizionale, tuttavia i consumatori biologici risultano caratterizzati da una maggiore attenzione per i contenuti nutrizionali ed una migliore rispondenza alle linee guida riconosciute di una corretta alimentazione, soprattutto per il maggior contenuto di olio di oliva, frutta e verdura, come già evidenziato da Di Cesare et al. (2014) e Duchin (2005). Dal punto di vista degli impatti ambientali, il confronto ha evidenziato una migliore performance per il modello di dieta biologica e, in definitiva, una relazione positiva tra aspetti salutistici ed ambientali dei regimi alimentari esaminati. L'impatto ambientale dei due modelli di dieta, valutato in termini di emissione di CO₂ equivalente, è il risultato di caratteristiche quantitative e qualitative dei regimi dietetici. Per quanto riguarda la composizione dei diversi modelli di dieta, il confronto tra il modello di dieta bio e convenzionale mostra contributi simili dei diversi gruppi di prodotti (carboidrati, olio, latticini, frutta e verdura, carne, pesce, ecc.) all'apporto calorico complessivo, con una leggera preferenza, per i consumatori convenzionali, a privilegiare il consumo di carboidrati sotto forma di pasta e riso, piuttosto che di pane e suoi sostituti, ed un maggior contributo di prodotti proteici, quali carne, latticini e pesce. Viceversa, il modello di dieta biologica è caratterizzato da un contributo all'apporto calorico complessivo superiore rispetto al convenzionale per pane, olio e frutta e verdura. La distribuzione degli impatti ambientali tra i diversi gruppi di nutrienti ricalca in parte la distribuzione degli apporti calorici, con due importanti eccezioni: l'olio che, a causa del suo elevato valore in termini di calorie apportate alla dieta, si colloca al secondo posto per contributo all'apporto calorico ed è responsabile di meno del 5% dell'emissione di gas serra complessiva, ed il gruppo delle carni che, per il suo elevato valore di emissioni unitarie, è responsabile di oltre 1/5 dell'impatto, a fronte di un apporto calorico pari solo a circa il 5% del totale. In particolare, mentre nella dieta convenzionale carboidrati e carni hanno un ruolo pressoché analogo nel determinare l'impatto complessivo, sul totale delle emissioni della dieta bio il gruppo delle carni ha il peso più rilevante. A tal proposito bisogna considerare che la emissione complessiva di CO₂ dalle carni presenti nella dieta bio risulta più contenuta rispetto a quella della dieta convenzionale nonostante i maggiori impatti unitari delle carni organiche rispetto alle convenzionali. La migliore performance in termini assoluti del gruppo delle carni nella dieta bio è dovuta al minor consumo complessivo ed alla diversa scelta dei consumatori biologici che privilegiano le carni bianche, avicole e suine, a più basso impatto rispetto alle bovine, sia che derivino da allevamenti organici che convenzionali. Nel caso dei prodotti vegetali, al maggiore impatto unitario che, nella maggior parte dei casi, caratterizza i prodotti organici, si aggiunge un consumo osservato, per il modello di dieta biologica, quantitativamente più elevato; inoltre la frutta e la verdura sono prodotti per i quali si evidenzia la maggiore tendenza al consumo biologico, tanto da essere inseriti nella dieta Bio-Strong per oltre il 70% in forma organica. In definitiva, per questo gruppo di prodotti l'impatto ambientale risulta più elevato nel modello di dieta biologica che in quello convenzionale.

Gli impatti ambientali complessivi dei due modelli di dieta sono, quindi, la risultante di aspetti qualitativi dei singoli alimenti (tipo di alimento, tecniche produttive, luogo di origine,

confezione, preparazione, ...), che ne determinano l'impatto unitario, e di aspetti quantitativi, direttamente legati alla composizione del paniere alimentare. I risultati dell'indagine confermano lo stretto legame tra correttezza degli aspetti nutrizionali e performance ambientali dei regimi alimentari, nonché la maggiore aderenza del modello alimentare bio alle linee guida di una corretta alimentazione, tanto da suggerire la promozione dei prodotti biologici nel contesto di diete equilibrate dal punto di vista nutrizionale che di per sé hanno la capacità di implementare aspetti salutistici ed ambientali.

Evidenziare le *performance* ambientali dei prodotti biologici può, dunque, diventare una chiave strategica per azioni di marketing che incentivino la disponibilità a pagare sia da parte dei consumatori abituali che da parte di nuove fasce di acquirenti, più sensibili agli aspetti ambientali, oltre a quelli salutistici. La *Life Cycle Assessment*, pur con i limiti legati alla difficoltà di reperimento dei dati, in funzione della numerosità, diversificazione e rapida evoluzione delle tecnologie di produzione, si conferma un metodo di sicura utilità per definire chiaramente i vincoli e le ripercussioni sull'ambiente dei consumi alimentari, in modo da incentivare i consumatori a comportamenti ed acquisti responsabili. In definitiva l'applicazione dell'LCA a tutti i livelli delle diverse filiere agroalimentari può senza dubbio rappresentare un utile strumento con il quale i *policy maker* possono comunicare le performance ambientali di alimenti e tecnologie di produzione incentivando comportamenti alimentari, oltre che salutari, responsabili verso l'ambiente. Il vantaggio di tale metodologia, soprattutto nel caso in cui venga applicata allo scopo di determinare indicatori di immediata lettura ed interpretazione, quali la *carbon footprint*, è quello di rendere immediatamente apprezzabili le performance ambientali del prodotto al consumatore e configurarsi, in tal senso, come utile strumento di promozione dei prodotti il cui impatto ambientale, quantificato rispetto agli effetti sui gas climalteranti, è contenuto.

Per quanto riguarda i prodotti biologici, soprattutto se non trasformati, ai quali i consumatori attribuiscono qualità intrinseche di elevata sostenibilità ambientale (Idda et al., 2008; Gracia e de Magistris, 2008; Moser et al., 2011) la metodologia LCA (Castaldi et al., 2014) può fornire indicazioni circa la sostenibilità ambientale in confronto ad analoghi prodotti convenzionali ed in tal senso va considerato nelle politiche a sostegno della domanda. Tuttavia occorre sottolineare alcune limitazioni della metodologia che, pur consentendo una visione ampia della sostenibilità dei prodotti agricoli quantificando le emissioni nell'acqua, suolo e aria, non consente di cogliere alcuni aspetti importanti legati soprattutto all'attività di produzione primaria, quali:

- il sequestro di carbonio nel suolo e soprattutto nelle biomasse permanenti (fusto e radici), quali ad esempio quella delle piante legnose (vite, ulivo, frutta), che rappresentano un "risparmio" di emissioni e che possono bilanciare le emissioni di GHGs;
- l'emissione negativa rappresentata dagli eventuali coprodotti che può essere sottratta all'emissione del prodotto principale;
- i residui biologici della coltivazione, quantificati e riciclati come sostanza organica nel terreno, possono rappresentare un'occasione di risparmio energetico (e quindi di CO₂ fossile) e di ulteriore stoccaggio di C nel terreno;
- le attività di forestazione volontaria implementate dall'azienda agricola, che possono mitigare gli impatti sull'ambiente dell'attività produttiva vera e propria;
- l'aumento di fertilità del suolo, legato ad esempio alla coltivazione di leguminose.

In sostanza gli effettivi vantaggi di una agricoltura di tipo biologico sono difficili da valutare tramite la sola metodologia LCA per la complessità delle relazioni chimico-fisiche proprie della matrice suolo e per la quantità di variabili da considerare, mentre la metodologia LCA conserva la sua maggiore validità per la valutazione degli impatti legati ai processi di trasformazione agroalimentare.

Bibliografia

- AA.VV. (2001), Gli indicatori della sostenibilità. Un manuale, ARCA onlus, Siena.
- Audsley E., Brander M., Chatterton J., Murphy-Bokern D., Webster C., Williams A. (2009), How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope to reduce them by 2050, FCRN-WWF-UK.
- Basset-Mens C., van der Werf H.M.G., Robin P., Morvan T., Hassouna M., Paillat J.-M., Vertes F. (2007), Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems, *Journal of Cleaner Production* 15, 1395-1405.
- Berger-Schmitt R., Noll H.H. (2000), Conceptual Framework and Structure of a European System of Social Indicators, EU Reporting, Working Paper n.9, ZUMA Mannheim.
- Berners-Lee M., Hoolohan C., Cammack H., Hewitt C.N. (2012), The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices, *Energy Policy*, 43, 184-190, doi:10.1016/j.enpol.2011.12.054.
- Bossel H. (1999), Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications. A Report to the Balaton Group, International Institute for Sustainable Development (IISD).
- Briz T., Ward R.W. (2009), Consumer awareness of organic products in Spain: An application of multinominal logit models, *Food Policy*, 34, (3), 295-304.
- Bontempi S., Filisetti A., Rota C., Setti M., Zanasi C. (2011), Sustainability and the Life Cycle Management: the Soya Milk case study, in: *La Piattaforma Regionale Energia e Ambiente: un percorso di ricerca industriale presso i tecnopoli e le aziende operanti nel settore*, Atti dei Seminari Ecomondo 2011, a cura di L. Morselli, Maggioli Editore.
- Capone R., Elferchichi A., El Bilali H., Lamaddalena N., Lamberti L. (2011), Ecological, Carbon and Water Footprints of Food Production and Consumption in the Mediterranean Region, in *International scientific symposium of agriculture Agrosym Jahorina*.
- Carlsson-Kanyama, A. (1998), Climate change and dietary choices — how can emissions of greenhouse gases from food consumption be reduced?, *Food Policy*, Vol. 23, No. 3/4, pp. 277–293.
- Carlsson-Kanyama A., González A. D. (2009), Potential contributions of food consumption patterns to climate change, *The American Journal of Clinical Nutrition*, 89(5), 1704S-1709S.
- Castanheira E.G., Nabais R., Pereira C.D.J., Ferreira A.D.J., Lopes M.A.R. (2006), Evaluating the environmental performance of different curd cheese production technologies- the ESAC dairy case study. The quest for sustainability-the role of Environmental Management System and Tools ESAC Coimbra, Portugal- 27-29 September 2006.
- Castellini A., De Boni A., Gaviglio A., Mauracher C., Ragazzoni A., Roma R. (2012). Prospects and challenges for development of organic fish farming in Italy, *NEW MEDIT*, vol. XI, p. 24-27.
- Cederberg C., Mattsson B. (2000), Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming, *Journal of Cleaner Production*, 8, 49–60, www.elsevier.com/locate/jclepro.
- CEROI (Cities Environment Reports on the Internet) (2000), City Environmental Indicators

(DPSIR).

Cersosimo D. (a cura di) (2011), I consumi alimentari evoluzione strutturale, nuove tendenze, risposte alla crisi, Atti del workshop tenuto a Palazzo Rospigliosi, Roma, 27 settembre 2011 Quaderni Gruppo 2013.

Castaldi S., Chiani F., Moresi M. (2014), Impronta di carbonio a misura di azienda agricola, Pianeta PSR, n. 30.

Cholette S. (2011), Addressing the greenhouse gas emission associated with food distribution: a case study of Californian farmers' markets, *Economia agroalimentare*, 3.

Clemens J., Ahlgrimm H.J.(2001), Greenhouse gases from animal husbandry: mitigation options Nutrient Cycling, *Agroecosystems*, 60: 287–300.

Daly H.E. (1990), Toward some operational principles of sustainable development, *Ecological Economics*, 2, 1-6.

Daly H.E. (1991), *Economia Ecologica e Sviluppo Sostenibile*, OIKOS n°4, 97-115.

de Boer I.J.M. (2003), Environmental impact assessment of conventional and organic milk production, *Review Livestock Production Science* 80, 69–77, www.elsevier.com/locate/livprodsci.

De Boni A., Roma R. (2011), L'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment), Seminario 26 gennaio 2011, INEA Sede centrale, Via Nomentana, 41 Roma, <http://www.inea.it:8080/safebio/eventi>.

De Boni A., Di Cesare C., Forleo M. B., Roma R., Salvatori G. (2015), Food styles in a multidimensional perspective of sustainability. Some methodological insight from SAFE BIO Project, Atti del 52° Convegno SIDEA Roma-Viterbo, in corso di stampa.

de Vries M., de Boer I.J.M. (2010), Comparing environmental impacts for livestock products: A review of lifecycle assessments, *Livestock Science*, 128, 1–11.

DEFRA (2005), *The Validity of Food Miles as an Indicator of Sustainable - Final Report*.

Di Cesare C., Oriani G., Forleo M. B., Di Iorio E., Martino F., Piccinelli R., Salvatori G. (2014), Convenzionale o biologico: analisi nutrizionale delle scelte alimentari, Comunicazione orale, Atti della Riunione Nazionale SINU 2014 Società Italiana di Nutrizione Umana “Nutrizione: Perimetri e Orizzonti”, Roma 20-21 ottobre 2014.

Duchin F. (2005), Sustainable Consumption of Food Framework for Analyzing Scenarios about Changes in Diets, *Journal of Industrial Ecology*, Volume 9, Number 1.

EEA (European Environmental Agency) (1995), *Europe's environment, The Dobris Assessment*.

EEA (European Environmental Agency) (1998), *Europe's environment, The second Assessment*.

EEA (European Environmental Agency) (1999): *A checklist for state of the environment reporting (Technical report n° 15)*

EEA (European Environmental Agency) (1999), *Environment in the European Union at the turn of the century, Environmental assessment report*.

EEA (European Environmental Agency) (1999), *Environmental Indicators: Typology and*

Overview (Technical report n° 25).

EEA (European Environmental Agency) (1999), Towards a transport and environment reporting mechanism for the EU- some preliminary indicators (Technical report n° 18, part 2).

EEA (European Environmental Agency) (2000), Environmental Signals 2000, Environmental assessment report 2000.

EEA (European Environmental Agency) (2000), Indicator fact sheets for the Environmental signals, 2000 report (Technical report n° 42).

EEA (European Environmental Agency) (2000), Question to be answered by a state-of-the-environment report, The first list (Technical report n°47, sept. 2000).

FEEM (Fondazione Eni Enrico Mattei) (1998), Progetto Venezia 21 – indicatori di sostenibilità: uno strumento per l'Agenda 21 a Venezia, Rapporto di Ricerca.

Fantin V., Buttol P., Pergreffi R., Masoni P. (2012), Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EDP study, *Journal of cleaner production*, 28, 150-159

Forleo M.B. (2015) (a cura di), Stili alimentari e valutazione nutrizionale delle diete, Progetto Safebio (Stili alimentari e sostenibilità delle filiere biologiche), CREA-INEA.

Gil J.M., Soler F. (2006), Knowledge and willingness to pay for organic food in Spain: Evidence from experimental auctions, *Acta Agriculturae Scandinavica, Section C – Food Economics* Volume 3, Issue 3-4, DOI: 10.1080/1650754060112765, pages 109-124.

Gonzalez-Garcia S., Castanheira E., Dias A.C., Arroja L. (2013a), Using life cycle assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal, *Science of total environment*, 442, 225-234.

Gonzalez-Garcia S., Castanheira E., Dias A.C., Arroja L. (2013b), Environmental performances of a Portuguese mature cheese-making dairy milk, *Journal of cleaner production*, 41, 63-73.

Gonzalez-Garcia S., Castanheira E., Dias A.C., Arroja L. (2013c), Environmental life cycle assessment of a dairy product: the yoghurt, *International Journal of life cycle assessment* 18, 796-811.

Guerci M., Trydemann Knudsen, M., Bava, L., Zucali, M., Schonbach P. , Kristensen, T. (2013), Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy, *Journal of cleaner production*, 54, 133-141.

Granarolo (2011), Environmental Product Declarations. <http://gruppogranarolo.it/wp-content/uploads/2015/11/Dichiarazione-Ambientale-Sito-produttivo-di-Soliera-2015.pdf>.

Hoolohan C., Berners-Lee M., McKinstry-West J., Hewitt C. N. (2013), Mitigating the greenhouse gas emissions embodied in food through realistic consumer choices, *Energy Policy*, 63, 1065-1074.

INRAN (2003), Manuale di Sorveglianza Nutrizionale, Zesi, Roma, Italy.

Institute of Mechanical Engineers (2012), Global Food: Waste Not, Want Not, www.imeche.org/docs/default-source/reports/Global_Food_Report.pdf?sfvrsn=0

ISD (International Institute for Sustainable Development), Measurement and Indicators, 1995-2000.

ISMEA (2014), Bio-retail: Indagine Ismea sul mercato al consumo dei prodotti biologici in Italia.

ISTAT (2013), Rapporto annuale - La situazione del Paese.

Jesinghaus J. (1999), A European system of environmental pressure indices, First Volume of the Environmental Pressure Indices Handbook: The Indicators. Part I: Introduction to the political and theoretical background, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Systems, Informatics and Safety (ISIS), Luxembourg, Report No: TP 361.

Kägi T., Wettstein D., Dinkel F. (2010), Comparing rice products: Confidence intervals as a solution to avoid wrong conclusions in communicating carbon footprints, Proceedings of the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector.

Korsaeth A., Jacobsen A.Z., Roer A.G., Henriksen T.M., Sonesson U., Bonesmo H., Skjelvåg A.O., Strømman A.H. (2012), Environmental life cycle assessment of cereal and bread production in Norway, *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A — Animal Science*, Volume 62, Issue 4, Special Issue: Agriculture and greenhouse gases: NJF seminar no. 453, pages 242-253, DOI: 10.1080/09064702.2013.783619.

Krystallis A., Chrysosoidis G. (2005,) Consumers' willingness to pay for organic food: Factors that affect it and variation per organic product type, *British Food Journal*, 107 (5), 320-343.

Lombardi P., Vernau F. (2013), Dinamiche di consumo ed evoluzione degli stili alimentari attraverso l'indagine ISTAT sui consumi delle famiglie. *Economia agroalimentare n.3-2013* Franco Angeli, Milano.

Malcevschi S. (1982), Indici ambientali e studi di impatto, in: Schmidt P., Friedberg S. Malcevschi, Moroni A. (a cura di), *Il bilancio di impatto ambientale; elementi costitutivi e realtà italiana*, S.it.E., Parma 1982.

Milà i Canals L., Muñoz I., Hospido A., Plassmann K., McLaren S. (2008), Life Cycle Assessment (LCA) of Domestic Vs. Imported Vegetables. Case studies on broccoli, salad crops and green beans, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey.

Muñoz I., Canals L. M., Fernández-Alba A. R. (2010), Life cycle assessment of the average Spanish diet including human excretion, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8), 794-805.

Notarnicola B. (2014), LCA e certificazioni ambientali di prodotto nella filiera olivicolo olearia. Iniziative per la sostenibilità delle filiere agroindustriali, Salone Internazionale del Gusto – “Terra Madre”, Torino, 24 ottobre 2014, http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/GPP/seminario_torino_24102014_notarnicola.pdf.

Notarnicola B., Salomone R., Petti L., Renzulli P. A., Roma R., Cerutti A. K (a cura di) (2015), *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector: Case Studies, Methodological issues and best practices*, Springer.

Nathan Sell B. (2012), Milk or Milk Alternative?, <http://www.greendesignetc.net>.

Oudet N. (2012), Carbon footprint of organic vs. conventional food consumptions in France, LCA Food Conference, Saint Malo, October, 3rd, 2012.

OECD (1993), Indicators for the integration of environmental concerns into energy policies, <http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf>.

OECD (1999), Indicators for the integration of environmental concerns into transport policies, <http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf>.

OECD (1999), Towards more sustainable household consumption patterns: Indicators to measure progress, <http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf>.

Pashaei Kamali F., Meuwissen M.P.M, Oude Lansink A.G.J.M. (2014), Evaluation of beef sustainability in conventional, mixed crop-beef, and organic systems, 9th International Conference LCA of Food San Francisco, USA, 8-10 October 2014.

Pearson M., Arjona R., Scherer P. (2000), Social Indicators: a proposed Framework and Structure, OECD Employment Labour and Social Affairs Committee, Paper for Sienna Group, Meeting 22-24 May 2000, Maastricht.

Pirog R., Larson A. (2007), Consumer perceptions of the safety, health, and environmental impact of various scales and geographic origin of food supply chains, Leopold Center, Iowa State University.

Quack D., Eberle U., Liu R., Stratmann B. (2009), Case study 'Tchibo Privat Kaffee Rarity Machar', case study within the PCF Pilotproject, URL <http://www.pcf-projekt.de>, Freiburg.

Raggi A., Barbiroli G. (1992), Gli indici di qualità delle risorse ambientali, Franco Angeli, Milano.

Reinhardt G.A., Braschkat J., Patyk A., Quirin M. (2003), Life cycle analysis of bread production— a comparison of eight different options, 4th International Conference: Life Cycle Assessment in the Agri-food sector Horsens (DK), 6–8 October 2003, http://www.lcafood.dk/lca_conf/contrib/g_reinhardt.pdf.

Renzulli P.A., Bacenetti J., Benedetto G., Fusi A., Ioppolo G., Niero M., Proto M., Salomone R., Sica D., Supino S. (2015), Life Cycle Assessment in the Cereal and Derived Product Sector, in: Notarnicola B., Salomone R., Petti L., Renzulli P. A., Roma R., Cerutti A. (a cura di), Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector: Case Studies, Methodological issues and best practices, 2015, Springer.

Roma R., De Boni A., De Blasi G. (2010), Environmental impact of different dietary habits of modern consumers, in: LCA food 2010, VII international conference on life cycle assessment in the agri-food sector, Bari, 22-24 september 2010, Università degli studi di Bari "A. Moro".

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.

Ruini L., Cabrini P., Ranieri R., Boeri F., Montani M., Meriggi P. (2010), Economic, agronomic and environmental integrated analysis of Durum wheat cultivation cropping systems, in: LCA food 2010, VII international conference on life cycle assessment in the agri-food sector, Bari, 22-24 september 2010, Università degli studi di Bari "A. Moro".

Salomone R. (2003), Environmental Management Practices in an Italian Coffee Company using LCA Methodology, Proceedings from the 4th International Conference, October 6-8, 2003, Bygholm, Denmark.

Salomone R., Ioppolo G. (2011), Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily), Journal of Cleaner Production, 28, 88-100.

Salvatori G., Forleo M. B., Di Cesare C., Bracale R., Martino F., Di Iorio E., Recchia L., Oriani G.

(2011), Alimenti “biologici” e regime alimentare equilibrato, in: Campisi B., Novelli V., Il contributo delle scienze merceologiche per un mondo sostenibile, Atti del XXV Congresso Nazionale di Scienze Merceologiche, Trieste-Udine, 26-28 Settembre 2011.

Sangkumchaliang P., Wen-Chi H. (2012), Consumers’ Perceptions and Attitudes of Organic Food Products in Northern Thailand, International Food and Agribusiness Management Review, Volume 15, Issue 1.

Sonesson U., Davis J., Ziegler F.(2009), Food Production and Emissions of Greenhouse Gases. An overview of the climate impact of different product groups, SIK – the Swedish Institute for Food and Biotechnology.

Stoessel F., Juraske R., Pfister S., Hellweg S. (2012), Life Cycle Inventory and Carbon and Water FoodPrint of Fruits and Vegetables: Application to a Swiss Retailer, Environ. Sci. Technol., 46, 3253–3262.

Thomassen M.A., van Calster K.J., Smits M.C.J., Iepema G.L., de Boer I.J.M. (2008), Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands, Agricultural Systems, 96, 95–107.

Thrane M. (2003), Environmental impacts from Danish Fish Products Life Cycle Assessment in the Agri-food sector, Proceedings from the 4th International Conference, October 6-8, 2003, Bygholm, Denmark.

Tiezzi E., Marchettini N. (1999), Che cos’è lo sviluppo sostenibile?, Donzelli Editore, Roma.

Ulgiati S., Odum H.T., Bastianoni S. (1993), EMergy analysis of Italian Agricultural System. The role of energy quality and environmental inputs, in: Trends in Ecological Physical Chemistry, Elsevier, Amsterdam, pp. 187-215.

Van Middelaar, C.E., Berentsen, P.B.M., Dolman, M.A., De Boer, I.J.M. (2011), Eco- efficiency in the production chain of dutch semi- hard cheese, Livestock science, 139, 91-99.

Venkat K. (2012), Comparison of Twelve Organic and Conventional Farming Systems: A Life Cycle Greenhouse Gas Emissions Perspective, Journal of Sustainable Agriculture, 36:6, 620-649.

WCED (World Commission on Environment and Development) (1987), Our common future, Oxford University Press, Oxford.

Wiedemann S., Mingjia Y. (2014), Livestock meat processing: inventory data and methods for handling co-production for major livestock species and meat products, Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector.

WRAP (2013), Waste & Resources Action Programme Annual Report and Consolidated Accounts for the year ended 31 March 2013, <http://www.wrap.org.uk/>.

Young M.D. (1992), Sustainable Investment and Resource Use. Equity, Environmental Integrity and Economic Efficiency, Man and Biosphere Series, v. IX, Parigi, UNESCO and Parthenon Publishing Group.

Zucconi S. (2014), Tutti vogliono mangiare bio, <http://www.nomisma.it/images/FOCUS-ON/20140910-FOCUS-ON.pdf>.

ISBN 978-88-8145-336-8