

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA

Dottorato di ricerca in INGEGNERIA INDUSTRIALE

Ciclo XXVII°

Applicazione della metodologia LCA (Life Cycle Assessment) per la valutazione della sostenibilità ambientale di prodotti, processi e tecnologie del settore agro-alimentare

Application of LCA (Life Cycle Assessment) for the evaluation of the environmental sustainability of products, processes and technologies in the agri-food sector

Coordinatore:

Chiar.mo Prof. Ing. Agostino GAMBAROTTA

Tutor:

Ill.mo Ing. Giuseppe VIGNALI

Dottorando:

Ing. Michele MANFREDI

a Federica,
mamma, papà, Monica e Matteo

SOMMARIO

| | |
|--|-----------|
| INTRODUZIONE | 3 |
| CAPITOLO 1: IL LIFE CYCLE ASSESSMENT | 6 |
| 1.1 Lo sviluppo sostenibile | 6 |
| 1.2 Life Cycle Thinking e Life Cycle Assessment | 7 |
| 1.3 Riferimenti Normativi: le ISO 14040 | 11 |
| 1.4 Le fasi di uno studio LCA | 11 |
| 1.4.1 Definizione degli obiettivi, del sistema e dell'unità funzionale | 12 |
| 1.4.2 Analisi di Inventario | 14 |
| 1.4.3 Valutazione degli Impatti | 15 |
| 1.4.4 Interpretazione e analisi dei risultati | 18 |
| 1.5 Il software SimaPro | 19 |
| CAPITOLO 2: LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DELLA FILIERA AGROALIMENTARE | 22 |
| 2.1 Il concetto di filiera applicato al settore agroalimentare | 22 |
| 2.2 Evoluzione del settore agroalimentare | 23 |
| 2.3 Importanza della valutazione della sostenibilità ambientale del settore agro-alimentare | 24 |
| CAPITOLO 3: ANALISI LCA APPLICATA A PRODOTTI ALIMENTARI DI ORIGINE AGRICOLA SOTTOPOSTI A TRASFORMAZIONE | 27 |
| 3.1 Valutazione della sostenibilità ambientale del processo di coltivazione e trasformazione di pomodoro | 28 |
| 3.1.1 Descrizione del sistema analizzato | 29 |
| 3.1.2 Definizione degli obiettivi | 32 |
| 3.1.3 Analisi di inventario | 33 |
| 3.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni | 38 |
| CAPITOLO 4: LCA APPLICATA AL PROCESSO DI CONFEZIONAMENTO DI BEVANDE | 45 |
| 4.1 Analisi comparativa tra confezionamento a caldo e confezionamento asettico per bevande "high acid" | 45 |
| 4.1.1 Descrizione del sistema analizzato | 46 |
| 4.1.2 Definizione degli obiettivi | 49 |
| 4.1.3 Analisi di inventario | 50 |
| 4.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni | 53 |
| CAPITOLO 5: RIDUZIONE DEL FOOD WASTE | 56 |
| 5.1 Analisi LCA relativa all'applicazione della tecnologia RFID per la gestione logistica di prodotti freschissimi | 58 |
| 5.1.1 Descrizione del sistema analizzato | 59 |
| 5.1.2 Definizione degli obiettivi | 60 |
| 5.1.3 Analisi di inventario | 62 |
| 5.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni | 64 |

| | |
|--|------------|
| 5.2 Valutazione della sostenibilità ambientale dell'applicazione di coating antimicrobico nel confezionamento di latte fresco | 67 |
| 5.2.1 Descrizione del sistema analizzato | 69 |
| 5.2.2 Definizione degli obiettivi | 70 |
| 5.2.3 Analisi di inventario | 72 |
| 5.2.4 Analisi degli impatti e conclusioni | 74 |
| CAPITOLO 6: VALUTAZIONE DELLA SOSTENIBILITÀ DI BIOENERGIE E BIOPLASTICHE PRODOTTE CON COLTURE AGRICOLE DEDICATE | 78 |
| 6.1 Valutazione ambientale di un impianto a biogas in Emilia Romagna | 81 |
| 6.1.1 Descrizione del sistema analizzato | 83 |
| 6.1.2 Definizione degli obiettivi | 85 |
| 6.1.3 Analisi di inventario | 86 |
| 6.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni | 90 |
| 6.2 Analisi della letteratura relativa alla sostenibilità ambientale delle bioplastiche utilizzate nel settore agroalimentare | 93 |
| 6.2.1 Metodi utilizzati nell'analisi | 93 |
| 6.2.2 Confronto "cradle to gate" tra bioplastiche e plastiche tradizionali | 94 |
| 6.2.3 Confronto delle alternative di smaltimento | 98 |
| 6.2.4 Considerazioni conclusive | 99 |
| CONCLUSIONI | 101 |
| BIBLIOGRAFIA | 106 |

INTRODUZIONE

Il ventesimo secolo è stato caratterizzato da una forte crescita della produzione a livello mondiale, che ha portato alla nascita della società dei consumi, nella quale la tematica ambientale è rimasta per lungo tempo oscurata dalla ricerca spasmodica di uno stile di vita basato sulla rapidità del ciclo consumo/eliminazione/sostituzione in una cultura imperniata dallo stile “usa e getta”.

Questa cultura, che ancora domina i giorni nostri, ha però dimostrato tutte le sue lacune, a partire da quelle etiche e sociali – la società dei consumi non ha portato maggiore felicità alle persone e ha contemporaneamente acuito le differenze tra i ricchi e i poveri del mondo – fino ad arrivare agli enormi danni apportati all’ecosistema, con gravi rischi di comprometterne la funzionalità per le generazioni a venire.

La presa di coscienza dell’insostenibilità di tale sistema ha portato, a partire dagli anni ’70, alla messa in discussione del modello classico di sviluppo, esclusivamente legato alla crescita economica. Da questa nuova consapevolezza ha avuto origine e diffusione la cultura dello sviluppo sostenibile, fondata sull’integrazione di obiettivi diversi e apparentemente antitetici tra loro, quali il contemporaneo miglioramento ambientale, economico, sociale ed istituzionale, sia a livello locale che globale. L’essenza di questo concetto di sviluppo può essere riassunta dalle parole contenute all’interno del rapporto Brundtland che definiscono lo sviluppo sostenibile come un processo di cambiamento nel quale lo sfruttamento delle risorse, la direzione degli investimenti, l’orientamento dello sviluppo tecnologico e i cambiamenti istituzionali siano resi coerenti con i bisogni futuri oltre che con gli attuali.

Al fine di poter attuare un modello di sviluppo così ambizioso ci si rese conto che erano necessari metodi di valutazione quantitativi e scientificamente consistenti, che consentissero di valutare prodotti e sistemi produttivi integrando aspetti fino a quel momento poco considerati, quali la sostenibilità ambientale e sociale. Relativamente al primo aspetto, è stata elaborata la metodologia del Life Cycle Assessment (LCA). Tale metodologia consiste in uno strumento quantitativo il cui obiettivo è quello di valutare l’impatto ambientale associato alle varie fasi di vita di un prodotto, nella prospettiva di un miglioramento ambientale. L’analisi LCA rappresenta una valutazione sistematica dei flussi di materia ed energia che avvengono durante tutta la vita di un prodotto: dall’estrazione delle materie prime, passando per la produzione e l’utilizzo, fino alla gestione del fine vita del prodotto una volta divenuto rifiuto. Questo metodo è stato negli ultimi anni sempre di più applicato ai diversi contesti produttivi, con il grande merito di evidenziare le principali criticità ambientali degli stessi, consentendo di operare decisioni basate su informazioni quantitative e scientificamente valide relative all’impatto delle diverse alternative sull’ecosistema.

Tra i diversi settori produttivi, la filiera agroalimentare si è dimostrata essere una delle principali cause di impatto ambientale a livello mondiale, a causa, tra gli altri aspetti, dell'elevato utilizzo di risorse, della degradazione causata ai terreni, delle emissioni in aria e della generazione dei rifiuti (Cellura et al., 2012).

L'obiettivo di questa tesi di dottorato di ricerca è quello di dare una panoramica circa le principali sfide riguardanti la sostenibilità ambientale che il settore agroalimentare è chiamato ad affrontare in questo periodo storico di grandi cambiamenti, evidenziando gli aspetti che risultano essere maggiormente critici.

Nel presente elaborato sono riportati alcuni casi studio, realizzati durante il triennio di dottorato di ricerca, relativi all'applicazione della metodologia LCA alla filiera della produzione degli alimenti, allo scopo di valutare sistemi produttivi, tecnologie ed innovazioni significativi per il settore, portando un contributo al dibattito scientifico riguardante la tematica in questione.

Il lavoro di tesi è strutturato nel presente modo: nel Capitolo 1 è riportata brevemente la storia della metodologia LCA, le normative che la regolamentano e le fasi che devono essere seguite per la realizzazione di una analisi del ciclo di vita di un sistema. Il Capitolo 2 introduce il tema della sostenibilità ambientale del settore agroalimentare, sottolineando i principali aspetti che devono essere analizzati e migliorati al fine di ridurre l'impatto ambientale.

I capitoli successivi sono relativi ai casi studio svolti: il Capitolo 3 valuta la sostenibilità ambientale di prodotti di origine agricola sottoposti a trasformazione industriale; in particolare, il sistema analizzato riguarda la produzione e la trasformazione di pomodoro da industria, che rappresenta un prodotto molto significativo del territorio emiliano. Il Capitolo 4 è incentrato sulla produzione di bevande e riporta il confronto tra il profilo ambientale delle due principali alternative di confezionamento per prodotti ad alta acidità. Il Capitolo 5 analizza il tema dello spreco alimentare, problema molto rilevante in quanto è stato stimato che circa un terzo dei prodotti alimentari sono sprecati durante le varie fasi del ciclo di produzione e trasporto (FAO, 2011). In questo capitolo sono riportati due casi studio relativi a sistemi innovativi che hanno come ripercussione quella di ridurre gli sprechi alimentari; in particolare il primo studio analizza l'implementazione della tecnologia RFID nella gestione logistica di prodotti freschi, che permette di ridurre gli sprechi alimentari grazie all'ottimizzazione delle politiche di riordino. Il secondo studio, invece, valuta le conseguenze ambientali dell'applicazione di un coating antimicrobico a contatto con gli alimenti che consente di prolungare la durata della vita dei prodotti dopo l'apertura della confezione, con la conseguente riduzione dello spreco di alimenti a livello domestico. Infine, nel Capitolo 6 è valutata la sostenibilità ambientale di energia e materiali plastici ottenuti a partire da prodotti agricoli, aspetti che, seppure indirettamente, comporteranno una ripercussione sul sistema agroalimentare. Nella

prima sezione del capitolo è riportato un caso studio riguardante la produzione di energia elettrica da biogas ottenuto principalmente per mezzo di colture agricole dedicate. Il secondo contributo del capitolo consiste in una revisione critica della letteratura scientifica relativa ad analisi LCA applicate alle principali bioplastiche prodotte da biomassa di origine agricola, al fine di valutarne la reale sostenibilità e confrontarla con i profili ambientali delle plastiche convenzionali.

In conclusione al lavoro di tesi saranno riportate alcune indicazioni relative alle principali criticità riscontrate, al fine di tracciare un quadro conclusivo degli aspetti sui quali sarà necessario porre l'attenzione nei prossimi anni per migliorare la sostenibilità ambientale del settore agroalimentare.

CAPITOLO 1

IL LIFE CYCLE ASSESSMENT

In questo primo capitolo si procederà in primo luogo a tracciare le origini del Life Cycle Assessment, mettendo in risalto il contesto all'interno del quale è nato e si è sviluppato e i motivi che lo hanno portato ad essere considerato a livello internazionale il migliore strumento per la valutazione della sostenibilità ambientale di prodotti, processi ed attività (European Commission, 2003, 2008 e 2013). Verranno inoltre descritti il quadro normativo che regola tale metodologia e le principali fasi che lo compongono.

Al termine del capitolo verrà presentato il software SimaPro, utilizzato come strumento operativo in tutti i casi studio riportati nel presente lavoro di tesi.

1.1 Lo sviluppo sostenibile

Il ventesimo secolo è stato caratterizzato da un aumento medio mondiale del potere d'acquisto che ha contribuito a far crescere in modo esponenziale la domanda di beni di consumo, non solo primari. Questo fatto ha determinato la produzione di massa di questi beni, portando le famiglie ad acquistare all'esterno prodotti che un tempo erano realizzati all'interno del nucleo familiare con la conseguente trasformazione delle abitazioni da luoghi di produzione a luoghi di consumo. Nell'arco di pochi decenni la capacità produttiva mondiale del settore industriale è cresciuta esponenzialmente e il principale elemento su cui si è basata la competitività delle aziende sul mercato è stato la ricerca del minor costo. La salvaguardia dell'ambiente è rimasta per molto tempo trascurata dai gruppi industriali e dalle istituzioni, che a lungo non si sono preoccupati né di mitigare l'elevato grado di inquinamento che le loro stesse attività causavano in modo diretto, né del pericolo che nasceva dalla messa in commercio di prodotti poco eco-compatibili. A conseguenza di ciò, si è assistito ad un aumento sproporzionato dell'inquinamento, con effetti molto negativi sulla componente biotica e abiotica degli ecosistemi.

La necessità di conciliare due aspetti all'apparenza antitetici tra loro, quali crescita economica ed equa distribuzione delle risorse ha portato, a partire dagli anni '70, alla presa di coscienza della necessità di modificare il concetto di sviluppo classico, esclusivamente legato alla crescita economica. Ci si iniziò a rendere conto che la sola crescita economica di per sé non è sufficiente e che lo sviluppo è reale solo se migliora la qualità della vita in modo duraturo.

È all'interno di questo contesto che ha avuto origine il concetto di sviluppo sostenibile. Per sviluppo sostenibile si intende un processo finalizzato al raggiungimento di obiettivi di miglioramento ambientale, economico, sociale ed istituzionale, sia a livello locale che globale. In tale processo si legano, in un rapporto di interdipendenza, la tutela e la valorizzazione delle risorse naturali alla dimensione economica, sociale ed istituzionale, al fine di soddisfare i bisogni delle attuali generazioni, evitando di compromettere la capacità delle future di soddisfare i propri. La definizione oggi più condivisa di sviluppo sostenibile è quella contenuta nel rapporto Brundtland, elaborato nel 1987 dalla Commissione mondiale sull'ambiente e lo sviluppo:

“Lo sviluppo sostenibile, lungi dall'essere una definitiva condizione di armonia, è piuttosto processo di cambiamento tale per cui lo sfruttamento delle risorse, la direzione degli investimenti, l'orientamento dello sviluppo tecnologico e i cambiamenti istituzionali siano resi coerenti con i bisogni futuri oltre che con gli attuali” (Brundtland, 1987).

Obiettivo dello sviluppo sostenibile è in primis quello di far sì che nell'ambito delle dinamiche della produzione e del consumo si inserisca il principio di solidarietà, al fine di salvaguardare e migliorare la qualità dell'ambiente. L'equilibrio delle diverse parti che portano alla sostenibilità è fortemente influenzato dalle attività umane e risulta quindi maggiormente critico nei paesi che tendono a favorire la componente economica rispetto alle componenti ambientale, sociale ed istituzionale.

1.2 Life Cycle Thinking e Life Cycle Assessment

All'interno di questa nuova concezione di sviluppo, si fece avanti l'idea che per valutare la reale sostenibilità di un sistema fosse necessario passare dallo studio dei singoli elementi che costituiscono i processi produttivi ad un approccio totalmente nuovo basato su una logica che considera l'intero ciclo di vita. Da questa idea ha avuto origine l'innovativa filosofia di pensiero denominata “Life Cycle Thinking” (LCT) la cui principale novità è quella di considerare un prodotto come l'insieme delle operazioni, dei flussi in input ed output di materiali e forme di energia associate a tutti gli step del suo ciclo di vita.

L'obiettivo ultimo del Life Cycle Thinking è la minimizzazione dell'impatto di prodotti, processi e servizi prendendo in considerazione ogni fase del ciclo di vita, non solo per il rispetto dell'ambiente, ma anche per evitare sprechi e rendere i prodotti più competitivi.

Questo tipo di approccio è rivoluzionario rispetto alla classica modalità di analizzare la sostenibilità ambientale che si è sempre basata sulla valutazione dei singoli componenti dei

processi produttivi senza tenere in considerazione il fatto che benefici ottenuti nel singolo processo possano potenzialmente generare problemi altrove o in step differenti del ciclo di vita, compensando o addirittura peggiorando l'impatto complessivo. Pertanto valutare un prodotto mediante l'approccio del Life Cycle Thinking significa valutare in maniera olistica l'impatto di tutte le attività generate a catena dal prodotto, a partire dalla progettazione sino alla dismissione.

Le origini del Life Cycle Thinking risalgono alla fine degli anni 60, quando alcuni ricercatori iniziarono a studiare con metodi scientifici i problemi relativi al consumo di risorse e alla produzione di reflui connessi ai processi industriali (Baldo, 2008).

All'inizio degli anni 70 si collocano i primi esempi applicativi della teoria Life Cycle Thinking, ad opera di alcune grandi aziende statunitensi, dell'agenzia per la protezione dell'ambiente americana (EPA, Environmental Protection Agency) e di alcuni produttori inglesi di bottiglie. Lo schema concettuale del Life Cycle Thinking è riportato in Figura 1.



Figura 1: Rappresentazione dello schema del Life Cycle Thinking (www.nist.gov).

In questo periodo iniziò a diffondersi anche la consapevolezza della finitezza delle risorse e dell'impossibilità di sostenere i ritmi di sfruttamento incondizionato che si erano instaurati. A livello mondiale tale questione divenne oggetto di ricerche ad opera di studiosi e ricercatori del mondo accademico e industriale, nel tentativo di trovare una soluzione a una questione di sostanziale importanza.

Verso la fine degli anni '70 in Europa, venne pubblicato quello che è oggi considerato come una delle pietre miliari del Life Cycle Assessment (considerato lo strumento operativo più potente del Life Cycle Thinking): il manuale di Analisi Energetica di Boustead e Hancock (1979) nel quale comparve per la prima volta una descrizione del procedimento analitico da seguire in un'analisi LCA, che ancora oggi rappresenta il punto focale di un'analisi del ciclo di vita.

Negli anni '80 la metodologia LCA iniziò a svilupparsi come strumento di supporto allo sviluppo delle attività produttive e cominciò ad essere sottoposta a successivi miglioramenti assumendo diverse terminologie, quali ad esempio Life Cycle Analysis, Cradle to Grave Analysis, Eco Balance etc..

Il termine Life Cycle Assessment venne coniato nel 1990 durante il congresso della SETAC (Society of Environmental Toxicity and Chemistry) tenutosi nel Vermont (USA). La definizione data in quell'occasione, e tuttora ampiamente accettata, descrive la LCA come *“un processo oggettivo di valutazione dei carichi ambientali connessi con un prodotto, processo o attività, condotto attraverso l'identificazione e la quantificazione dell'energia e dei materiali impiegati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente, per valutare l'impatto di questi usi di energia e materiali e rilasci nell'ambiente, e per vagliare e realizzare le opportunità di miglioramento ambientale. La valutazione include l'intero ciclo di vita del prodotto, processo o attività, includendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto e la distribuzione, l'uso, il riuso, la manutenzione, il riciclo e lo smaltimento finale”* (SETAC, 1991).

Fu sempre in quel congresso, inoltre, che venne proposto lo schema con le tre fasi principali da seguire successivamente e ciclicamente, che rappresenta tutt'ora la struttura fondamentale di una LCA. Da qui in avanti sono poi nati manuali, testi specifici, strumenti di calcolo e banche dati, finalizzate all'impiego pratico della metodologia LCA da parte degli operatori del settore.

Anche il processo di standardizzazione del metodo è proseguito, portando alla pubblicazione di manuali da parte di diversi gruppi di ricerca, fino alla pubblicazione nel 1997 delle prime norme ISO, aggiornate nel 2006 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006,).

La metodologia LCA ha successivamente avuto sempre più attenzione a livello istituzionale e, a partire dal 2003, l'Unione Europea ha incentivato l'analisi del ciclo di vita in maniera sempre crescente. La Comunicazione 302 del 2003 (European Commission, 2003) inserisce l'LCA tra i cinque principi fondamentali delle politiche integrate di prodotto (Integrated Product Policy, IPP) che mirano ad una diminuzione degli impatti ambientali a seguito del miglioramento delle prestazioni dei prodotti e all'aumento della competitività industriale. Questo rappresenta una prima spinta nei confronti delle piccole e medie imprese ad utilizzare e a realizzare prodotti e servizi a basso impatto ambientale; in tal modo le aziende possono ottenere sia migliori prestazioni ambientali ed economiche sia etichette ecologiche, innescando un circolo virtuoso che si ripercuote nell'aumento competitivo.

Sempre in quest'ottica rientra la Comunicazione emanata nel 2008 (European Commission, 2008) relativa a "Produzione e consumo sostenibili", nella quale si sottolinea l'importanza di perseguire modelli di sviluppo che siano sostenibili anche per l'ambiente e identifica nella metodologia LCA

una valida soluzione per favorire lo sviluppo sostenibile. L'obiettivo dichiarato di tale Comunicazione è quello di *“creare un circolo virtuoso: migliorare la resa ambientale generale dei prodotti durante tutto il loro ciclo vitale, promuovere ed incentivare la domanda di prodotti migliori e di tecnologie di produzione migliori, aiutando i consumatori a scegliere meglio grazie ad un'etichettatura maggiormente coerente e semplificata”*.

L'LCA rappresenta ad oggi l'unico strumento in grado di dare risultati oggettivi e scientificamente validi che possano misurare le prestazioni ambientali di una determinata catena produttiva.

1.3 Riferimenti Normativi: le ISO 14040

Le norme ISO della serie 14000 rappresentano un riferimento riconosciuto in campo internazionale per la gestione ambientale (Environmental Management) e per i sistemi di gestione ambientale (Environmental Management System) dei sistemi produttivi.

Queste norme sono state messe a punto dal comitato tecnico ISO/TC 207 con lo scopo di fornire una guida pratica per l'attuazione o il miglioramento di un piano di gestione ambientale interno all'organizzazione e per fornire mezzi attendibili per comunicare informazioni sugli aspetti energetici e ambientali dei processi produttivi. All'interno di questa famiglia rientrano la ISO 14040 (2006) e 14044 (2006) che costituiscono le principali linee guida da seguire per realizzare un'analisi LCA per qualsiasi tipologia di prodotto. La ISO 14040 (2006) è la norma principale della serie in cui è specificata la struttura di uno studio LCA, i principi e i requisiti per condurre lo studio e per poi diffonderlo mediante report. La norma ISO 14044 (2006) fornisce, invece, linee guida per la valutazione del ciclo di vita, comprendendo:

- ✓ definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dell'LCA;
- ✓ inventario del ciclo di vita (LCI);
- ✓ valutazione dell'impatto del ciclo di vita (LCIA);
- ✓ interpretazione del ciclo di vita;
- ✓ rendicontazione e revisione critica dell'LCA;
- ✓ limitazioni;
- ✓ correlazioni tra le fasi.

La serie ISO 14040 si completa infine con alcuni rapporti tecnici che costituiscono ottimi supporti per l'applicazione delle norme: l'ISO/TR 14049 (2012) riporta esempi di analisi dell'inventario, in fase di elaborazione a livello internazionale, ed esempi di valutazione degli impatti, mentre per l'interpretazione dei risultati l'ISO/TR 14048 (2002) definisce il formato dei dati per la presentazione dei risultati dello studio in maniera omogenea.

1.4 Le fasi di uno studio LCA

Il metodo LCA si compone di quattro principali fasi da seguire (ISO, 2006) riportate in Figura 2. Tali fasi sono dettagliate nei prossimi paragrafi.

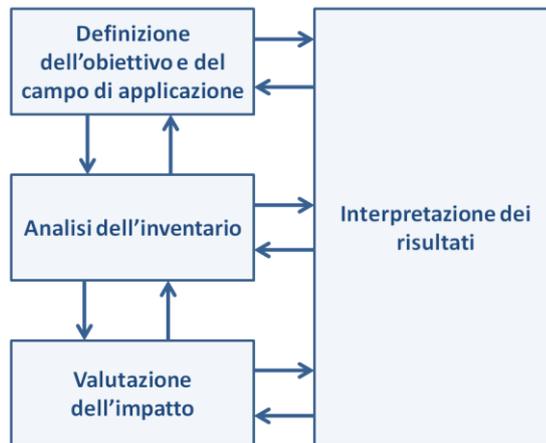


Figura 2: Fasi dell'LCA dove le varie frecce rappresentano il principio dell'approccio iterativo.

1.4.1 Definizione degli obiettivi, del sistema e dell'unità funzionale

La prima fase è la “definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione” (ISO 14044, 2006). Nel definire l'obiettivo o gli obiettivi dello studio si devono descrivere in modo chiaro l'applicazione prevista, le motivazioni che hanno indotto ad effettuare lo studio, il pubblico a cui è destinato e se i risultati sono destinati o meno ad essere usati per asserzioni comparative che vogliono essere divulgate.

Funzione e unità funzionale

In questa fase viene definita l'*unità funzionale*, ossia il prodotto, il servizio o la funzione su cui impostare l'analisi e il confronto con le possibili alternative. Uno degli scopi principali di un'unità funzionale è di fornire un riferimento al quale i dati in ingresso e in uscita siano normalizzati e pertanto l'unità funzionale deve essere chiaramente definita e misurabile (ISO 14044, 2006).

Nell'analisi del ciclo di vita l'elemento fondamentale non è il prodotto in sé, ma il servizio o la funzione che questo fornisce. L'unità funzionale permette il confronto di sistemi differenti ma funzionalmente equivalenti, determinando i flussi di energia e di materia rapportati all'unità funzionale. Alcuni esempi di unità funzionale sono il kg di prodotto, la t di rifiuto trattato, il kWh di energia fornita.

In questa fase deve inoltre essere definito il *flusso di riferimento* che indica la quantità di un bene o servizio necessario per ottenere l'unità funzionale scelta.

Confine del sistema

La scelta dei confini del sistema determina quali processi unitari debbano essere inclusi nell'analisi; tale selezione deve essere coerente con l'obiettivo dello studio e deve essere realizzata utilizzando criteri giustificati (ISO 14044, 2006).

A questo proposito è bene chiarire le tipologie di confini che si possono adottare:

- ✓ *From cradle to grave* – dalla “culla” alla “tomba”: in tale approccio sono esaminati tutti i processi facenti parte del ciclo di vita dell’oggetto dell’analisi, dall'estrazione delle materie prime utilizzate per la produzione di un bene fino al suo smaltimento e fine vita.
- ✓ *From cradle to gate* – dalla “culla” al “cancello”: tale metodologia è utilizzata quando si vogliono investigare, ad esempio, i differenti impatti che derivano dall'utilizzo di materie prime diverse impiegate per produrre lo stesso bene, escludendo così la distribuzione, l'uso, lo smaltimento e il fine vita.
- ✓ *From gate to gate* – dal “cancello” al “cancello”: con tali confini ci si riferisce solamente ai processi che avvengono all'interno dell'azienda (fase produttiva), escludendo ciò che vi è a monte e a valle, non considerando quindi estrazione di materie prime, produzione di materiali, distribuzione, smaltimento e fine vita.

Oltre tali confini, definiti *confini fisici*, per ogni sistema devono essere determinati i confini temporali e geografici ed il livello tecnologico.

- ✓ Confini temporali: individuano l'intervallo temporale nel quale i potenziali impatti del prodotto o del servizio sono valutati. Inoltre, alcuni parametri del sistema possono evolvere nel tempo e pertanto diviene necessario mediarli in un intervallo temporale definito. Ad esempio, il sistema scarica coinvolge processi chimico-fisici e biologici che variano nel tempo e pertanto gli impatti che ne derivano dipendono dalla scala temporale.
- ✓ Confini geografici: l'assunzione di contesti geografici differenti può portare a risultati notevolmente diversi tra loro, in quanto diversi saranno i dati impiegati relativamente ad alcuni processi. Ciò risulta evidente se si pensa ai dati relativi all'approvvigionamento energetico; la produzione di energia, infatti, avviene con tecnologie e fonti differenti e più o meno inquinanti a seconda del contesto nazionale.
- ✓ Livello tecnologico: oltre ai confini temporali e geografici, è importante precisare il livello tecnologico assunto per l'analisi.

Cut off rules

Un'analisi che copra l'intero ciclo di vita di un sistema in modo completo è tecnicamente irrealizzabile, in quanto sarebbe necessario un tempo di raccolta dati “infinito” per risalire a tutti i flussi di input e output associati al prodotto analizzato. È vero allo stesso tempo che, in linea con il principio di Pareto, nella valutazione degli impatti ambientali di un prodotto, sono pochi i flussi che complessivamente risultano essere significativi, mentre molti flussi risultano marginali nel computo complessivo. Per tale motivo comunemente nelle analisi LCA si applica il concetto del “Cut off”, andando a trascurare quei flussi che, pur essendo altamente time-consuming, non influenzano

in modo rilevante l'analisi.

1.4.2 Analisi di Inventario

L'analisi di Inventario è il momento più importante di una LCA, in cui avviene la raccolta dei dati del processo attraverso i quali viene realizzato un modello analogico della realtà in grado di rappresentare nella maniera più fedele possibile tutti gli scambi tra il sistema e l'ambiente.

La fase di raccolta dati è un procedimento iterativo in quanto, man mano che si procede con la raccolta delle informazioni, si va ad aumentare la conoscenza del sistema con la potenzialità di avere bisogno di identificare nuovi requisiti o limitazioni riguardo i dati stessi che possono determinare cambiamenti nelle procedure di raccolta. Questa fase dell'analisi si compone delle seguenti parti:

- ✓ realizzazione del diagramma di flusso del processo;
- ✓ raccolta e validazione dei dati;
- ✓ elaborazione dei dati;
- ✓ allocazione dei flussi.

Realizzazione del diagramma di flusso del processo

Prima di procedere con la raccolta dei dati si suddivide il processo nelle varie sottofasce tramite la stesura di un *diagramma di flusso* che consiste in una rappresentazione grafica e qualitativa di tutte le fasi e dei processi relativi al ciclo di vita del sistema.

Raccolta e validazione dei dati

Successivamente, avviene la fase vera e propria di raccolta dati in cui si identificano e si quantificano gli input che il sistema riceve dall'ambiente e gli output che si determinano. I dati di inventario vengono classificati in queste principali categorie:

- ✓ consumi di materie prime;
- ✓ consumi di acqua;
- ✓ consumi energetici;
- ✓ emissioni idriche;
- ✓ emissioni atmosferiche;
- ✓ rifiuti.

Inoltre, i dati che si possono utilizzare nella fase di inventario possono essere di tre tipologie, a seconda della fonte da cui provengono:

- ✓ *dati primari*: raccolti direttamente in campo e relativi al processo produttivo in esame;
- ✓ *dati secondari*: contenuti nei database commerciali di LCA;

- ✓ *dati terziari*: contenuti in manuali, pubblicazioni scientifiche ed enciclopedie.

La ISO 14044 (2006) prescrive l'utilizzo dapprima di dati primari e, in loro mancanza, di dati secondari e terziari. Utilizzare unicamente dati primari in uno studio è pressoché impossibile. Pertanto si fa sempre ricorso all'utilizzo di database, pubblici o privati, la cui disponibilità permette di migliorare considerevolmente l'efficienza nella realizzazione dell'analisi.

Elaborazione dei dati

La fase di elaborazione dei dati è quella in cui i dati riguardanti l'impatto ambientale vengono trasformati e riferiti all'unità funzionale di prodotto. In questa fase, basandosi sul diagramma di flusso, si mettono in relazione i flussi di tutti i processi unitari al flusso di riferimento. Il risultato dei calcoli dovrebbe condurre a riferire tutti i dati degli elementi in ingresso e in uscita dal sistema all'unità funzionale ISO 14040 (2006).

Questo procedimento deve essere eseguito per tutte le sostanze presenti in ogni processo.

Allocazione

L'ultima fase dell'analisi di inventario è il processo di allocazione che consiste nella ripartizione dei flussi in entrata e in uscita ai diversi prodotti del processo. Tale fase è necessaria solo nel caso di multifunzionalità, ossia nel caso in cui il sistema analizzato abbia come output diversi prodotti e sottoprodotti. In questi casi come prima soluzione la ISO propone di risolvere la multifunzionalità valutando la possibilità di attribuire i flussi di input e output ai singoli prodotti direttamente o tramite l'espansione dei confini del sistema in modo da includere i processi relativi ai coprodotti. Nei casi in cui ciò non risulti percorribile diventa necessario ripartire i flussi di materie prime ed energia secondo due possibili criteri, quali:

- ✓ *relazioni di carattere fisico*: in questo caso la ripartizione viene effettuata sulla base di proprietà fisiche, quali ad esempio la differenza in peso dei prodotti e coprodotti, il contenuto energetico, etc;
- ✓ *valore economico*: la ripartizione viene fatta sulla base del prezzo dei prodotti. I maggiori impatti saranno relazionati al prodotto con maggior prezzo.

1.4.3 Valutazione degli Impatti

La fase di stima dell'impatto ambientale LCIA (Life Cycle Impact Assessment) ha lo scopo di evidenziare l'entità delle modificazioni ambientali che si generano a seguito di rilasci nell'ambiente (emissione o reflui) e del consumo di risorse provocati dal sistema in oggetto.

Con il termine "impatto ambientale" si intende un effetto causato da un evento, un'azione o un comportamento sullo stato di qualità delle componenti ambientali. Un impatto è una qualsiasi

modificazione causata da un dato aspetto ambientale, ossia da qualsiasi elemento che può interagire con l'ambiente (ISO 14001, 2004). Un impatto è associato a uno o più effetti ambientali ma, poiché non è possibile correlare in modo inequivocabile uno specifico impatto ai suoi effetti ambientali, ci si limita ad affermare che l'impatto è ciò che prelude a un effetto.

Per valutare in maniera appropriata l'inquinamento dell'ambiente su diverse scale, è necessario tenere in considerazione tre diversi fattori essenziali, quali:

- ✓ l'emanazione di sostanze nocive (emissione);
- ✓ la diffusione e l'eventuale trasformazione che le sostanze subiscono una volta introdotte nell'ambiente (trasmissione);
- ✓ la concentrazione o la deposizione di inquinanti nel luogo d'azione (immissione).

Per quanto riguarda la trasmissione degli inquinanti in atmosfera bisogna evidenziare come gli effetti dovuti alle sostanze rilasciate nell'ambiente possano verificarsi nelle immediate vicinanze del punto di emissione oppure possano avere una ricaduta su tutto il pianeta. Pertanto, gli effetti ambientali si suddividono, in base alla scala di azione, in effetti globali, regionali o locali.

Il peso globale di un determinato inquinante è il risultato di numerosi contributi, spesso provenienti da diverse aree geografiche, e gli output rilevati sono a loro volta riferiti a diversi periodi di tempo.

Secondo la ISO 14044 (ISO, 2006 b) la fase di valutazione degli impatti è composta da 5 fasi, di cui le prime 3 sono obbligatorie e le ultime 2 sono facoltative. Tali fasi sono:

- ✓ selezione delle categorie di impatto;
- ✓ classificazione degli impatti;
- ✓ caratterizzazione;
- ✓ normalizzazione;
- ✓ attribuzione dei pesi.

Selezione delle categorie di impatto

Il primo step consiste nella scelta delle categorie di impatto che si vogliono analizzare. Alcune tra le principali categorie di impatto sono il riscaldamento globale, l'acidificazione, l'eutrofizzazione, l'assottigliamento dello strato di ozono stratosferico, il cambio di uso del suolo, il consumo di risorse non rinnovabili, la tossicità. È importante sottolineare che la scelta delle categorie dipende dagli obiettivi dello studio e che le categorie selezionate devono essere rilevanti per il prodotto analizzato. Esistono diversi metodi di calcolo degli impatti ambientali ciascuno caratterizzato da propri indicatori e propri metodi. Gli indicatori si suddividono in due categorie principali: indicatori di tipo midpoint, che forniscono risultati relativi a un valore di emissione nell'ambiente, senza quantificare il danno; indicatori di tipo endpoint, che esprimono l'effetto di un determinato

fenomeno sull'ambiente e sull'uomo. Gli indicatori riportati come esempio sono tutti di tipo midpoint e anche i casi studio analizzati nei capitoli seguenti sono svolti utilizzando indicatori midpoint, valutati con diversi metodi di calcolo degli impatti. Le fasi che seguono sono tutte realizzate direttamente dal software di analisi.

Classificazione degli impatti

Tutte le emissioni e i consumi quantificati nella fase di inventario, vengono classificati sulla base dei problemi ambientali a cui contribuiscono. Alla fine di questa fase, all'interno di ciascuna categoria di impatto ambientale saranno contenuti tutti gli input e gli output del ciclo di vita che incidono sulla specifica criticità ambientale.

Caratterizzazione

In questa fase si passa da un approccio qualitativo ad uno quantitativo, in quanto ogni sostanza contribuisce in maniera differente allo stesso problema ambientale. Ogni categoria di impatto utilizza un'unità di misura di riferimento (ad esempio la CO₂ nel caso della categoria riscaldamento globale) e si fa ricorso a fattori di caratterizzazione, che quantificano l'incidenza delle varie sostanze alla questione ambientale analizzata relativamente alla sostanza utilizzata come riferimento. A titolo di esempio sono riportati in Tabella 1 i fattori di caratterizzazione di alcune delle sostanze che contribuiscono al problema ambientale del riscaldamento globale.

| Gas Serra | kg CO₂ equivalenti |
|--------------------------------------|--------------------------------------|
| CO ₂ (anidride carbonica) | 1 |
| CH ₄ (metano) | 21 |
| N ₂ O (biossido di azoto) | 310 |
| HFCs (idrofluorocarburi) | 140-11700 |
| PFCs (poliflorocarburi) | 6500-9200 |
| SF ₆ (sulfurhexafluoride) | 23900 |

Tabella 1: Fattori di caratterizzazione della categoria di impatto Global Warming.

La trasformazione dei dati di inventario nell'impatto potenziale $EP(j)_i$ è fatta moltiplicando le varie sostanze Q_i con i relativi fattori di caratterizzazione $EQ(j)_i$.

$$EP(j)_i = Q_i \cdot EQ(j)_i \quad (1.1)$$

L'impatto complessivo è dato dalla sommatoria degli impatti associati a ciascuna sostanza.

Normalizzazione e Attribuzione dei pesi

Le fasi di normalizzazione e attribuzione dei pesi costituiscono fasi facoltative dell'analisi. Nella fase di normalizzazione i valori ottenuti durante la caratterizzazione vengono divisi per un valore di riferimento in modo da poter stabilire la magnitudo di ciascun effetto ambientale. Il valore di riferimento è rappresentato usualmente dall'impatto complessivamente generato rispetto a ciascuna categoria a livello mondiale, regionale o europeo in un determinato intervallo temporale. Obiettivo di questa fase è pertanto quello di stabilire l'entità relativa di ciascun problema ambientale.

L'impatto normalizzato $NP(j)$ è espresso in funzione dell'intervallo temporale (T) scelto (es. 1 anno) e dell'effetto normale per unità di tempo $R(j)$.

$$NP(j) = EP(j) \cdot \frac{1}{T \cdot R(j)} \quad (1.2)$$

I valori degli effetti normalizzati vengono moltiplicati per dei fattori di peso, che esprimono l'importanza intesa come criticità attribuita a ciascun problema ambientale. Sommando i valori degli effetti così ottenuti si ottiene un unico valore adimensionale che quantifica l'impatto ambientale associato al sistema.

1.4.4 Interpretazione e analisi dei risultati

Questa fase prevede l'interpretazione dei risultati delle fasi di inventario e di valutazione degli impatti e l'eventuale redazione di conclusioni e di raccomandazioni per il miglioramento della performance ambientale del sistema studiato. In questa fase quindi si valutano le opportunità per minimizzare l'impatto associato ad un prodotto.

Come prima cosa vengono presentati i risultati dell'analisi e messi in luce gli aspetti principali evidenziati. Viene poi effettuata una valutazione che si compone dei seguenti punti:

- ✓ *controllo di completezza*, per assicurare che tutte le informazioni rilevanti e i dati necessari per l'interpretazione siano disponibili e completi;
- ✓ *controllo di sensibilità*, per valutare l'attendibilità dei risultati finali e delle conclusioni, determinando eventuali incertezze nei dati, nei metodi di allocazione e nei calcoli;
- ✓ *controllo di consistenza*, per determinare se le assunzioni, i metodi e i dati sono coerenti con gli obiettivi e gli scopi fissati.

Infine si formulano le conclusioni evidenziando i limiti dello studio e riportando eventuali raccomandazioni per il miglioramento dell'impatto ambientale.

Le fasi di una LCA non sono sempre separate tra loro e si influenzano vicendevolmente secondo un processo iterativo. La disponibilità e la qualità dei dati, per esempio, può influenzare la scelta dei confini del sistema, la fase di interpretazione può portare a rivedere le finalità del progetto e la sua portata. A causa di queste interazioni l'LCA non è un'analisi lineare ma un processo che va continuamente rivisitato e aggiornato nel tempo. Via via che si approfondisce l'analisi, nuovi dati possono sostituire i vecchi tramite un processo di revisione dei calcoli e delle assunzioni.

Da notare che l'LCA non è solo un mezzo per la salvaguardia dell'ambiente ma è anche un importante strumento per il rafforzamento delle dinamiche competitive e di riduzione e controllo dei costi.

Attualmente le principali incertezze relative all'attendibilità dei risultati riguardano principalmente il livello di soggettività delle valutazioni, sia nella fase dell'inventario che nella successiva analisi degli impatti e la possibilità di reperire dati e informazioni consistenti con i processi analizzati.

1.5 Il software SimaPro

Tutti gli studi riportati in questo elaborato sono stati eseguiti con l'ausilio del software SimaPro prodotto dalla società olandese Prè Consultant, considerato uno tra i più importanti applicativi nel settore dell'analisi degli impatti ambientali a livello mondiale. Il software dispone di diversi parametri di modellazione e permette di raccogliere, monitorare e analizzare le prestazioni ambientali di prodotti e servizi in modo sistematico e trasparente, seguendo le raccomandazioni delle norme della serie ISO 14040.

Il SimaPro è costituito da due componenti principali: un database per la fase di inventario, costituito dai processi e dagli input ed output associati ai processi, ed un database per l'analisi dell'impatto ambientale. Con il software SimaPro è possibile analizzare e confrontare prodotti con cicli di vita anche molto complessi, in quanto le banche dati di cui dispone, oltre a contenere un numero molto ampio di dati, possono essere modificate e completate in modo flessibile e senza limitazioni da parte dell'utente.

Le banche dati relative ai processi di inventario contenute all'interno del software sono le seguenti:

- ✓ *Ecoinvent*: la banca dati Ecoinvent, di origine svizzera, contiene circa 4000 processi relativi a molteplici settori industriali, con riferimento principalmente ad attività relative al contesto geografico dell'Europa Centrale. Tutti i processi sono dotati di un'ampia documentazione, con collegata la descrizione dei dati e le informazioni relative all'incertezza degli stessi.

- ✓ *ELCD*: questa banca dati è stata sviluppata dall'Institute for Environment and Sustainability (IES) del Joint Research Center (JRC) della Commissione Europea e contiene circa 400 dataset di processi riferiti al contesto europeo.
- ✓ *US Input Output database*: banca dati americana relativa a quasi 500 settori connessi all'economia.
- ✓ *Danish Input Output database*: banca dati basata su dati statistici relativi alla Danimarca.
- ✓ *Franklin USA 98*: banca dati del Nord America relativa a materiali, energia e trasporto.
- ✓ *Dutch Input Output database*: banca dati commissionata dal governo olandese che contiene dati relativi al contesto olandese e, in alcuni casi, relativi ai paesi dell'OCSE.
- ✓ *LCA Food database*: fornisce inventari relativi a processi alimentari con riferimento alla Danimarca.
- ✓ *Industry data*: contiene dati forniti da associazioni del settore industriale.
- ✓ *ETH_ESU*: contiene dati di inventario rappresentativi della situazione svizzera e dell'Europa occidentale, relativi principalmente a sistemi energetici.

Per la valutazione degli impatti ambientali sono necessari metodi di calcolo che convertano le informazioni contenute negli inventari in valori di impatto ambientale.

I principali metodi per la valutazione degli impatti sono:

- ✓ *Eco-indicator 99*: questo metodo, sviluppato a partire dal suo predecessore Eco-indicator 95, è presente in tre versioni, derivate dalla teoria delle prospettive culturali di Thomson: individualista (prospettiva di breve termine), gerarchica (prospettiva di medio termine) ed egualitaria (prospettiva di lungo termine); il metodo è di tipo endpoint e presenta tre categorie di danno, quali salute umana, qualità dell'ecosistema e consumo di risorse.
- ✓ *CML 2 method (2000)*: la prima versione di questo metodo, sviluppato dal Centre of Environmental Studies (CML) dell'Università di Leiden (Paesi Bassi), risale al 1992; il metodo valuta categorie midpoint che fanno riferimento al consumo di risorse e di energia (risorse biotiche e abiotiche), e all'inquinamento (effetto serra, ozono, tossicità umana, ecotossicità, smog, acidificazione ed eutrofizzazione).
- ✓ *EPD method*: questo metodo è principalmente usato per la preparazioni di dichiarazioni ambientali di prodotto (EPD) e segue le raccomandazioni della Swedish Environmental Management Council (SEMC). Le categorie di impatto valutate da questo metodo sono il riscaldamento globale, la riduzione dello strato di ozono, l'acidificazione, l'eutrofizzazione, l'ossidazione fotochimica e il consumo di risorse. La maggior parte delle categorie valutate sono prese direttamente dal metodo CML 2 (2000).

- ✓ *TRACI*: acronimo di Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts, il TRACI è una metodologia di valutazione statunitense sviluppata dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente (EPA), agenzia del Governo federale degli Stati Uniti d'America. In questa metodologia sono valutate 12 categorie di impatto midpoint.
- ✓ *IMPACT 2002+*: metodo sviluppato dallo Swiss Federal Institute of Technology (Losanna) che presenta un approccio sia a livello di midpoint (14 categorie di impatto) che endpoint (4 categorie di danno). I fattori di caratterizzazione di questo modello sono essenzialmente una versione combinata di quelli dei modelli IMPACT 2002, Eco-Indicator, CML e IPCC.
- ✓ *ReCiPe 2008*: questo metodo è una evoluzione dell'Eco-indicator 99 e del CML; comprende un set di 18 categorie di impatto midpoint e 3 categorie di danno. Si basa, come il metodo Eco-indicator 99, sulla teoria delle prospettive culturali di Thomson.
- ✓ *Cumulative Energy Demand (CED)*: Il modello CED calcola l'energia primaria complessiva consumata dal sistema analizzato. Questo indicatore è basato su metodi pubblicati da Ecoinvent e sviluppati dalla Pré.
- ✓ *IPCC Greenhouse gas emission*: tale metodo propone fattori di caratterizzazione per il potenziale di riscaldamento globale connesso con le varie emissioni in aria di gas serra, includendo tre diverse prospettive temporali: 20, 100 e 500 anni.

CAPITOLO 2

LA SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DELLA FILIERA

AGROALIMENTARE

Il presente lavoro di tesi raccoglie studi di sostenibilità ambientale basati sulla metodologia del Life Cycle Assessment che coinvolgono, più o meno direttamente, la filiera agroalimentare.

Per filiera agroalimentare si intende l'insieme delle attività di produzione agricola, trasformazione industriale, distribuzione e consumo di prodotti alimentari (Treccani, 2014).

La filiera agroalimentare rappresenta il più grande settore manifatturiero d'Europa, con un fatturato complessivo superiore ai mille miliardi di euro (FoodDrinkEurope, 2012).

In questo capitolo è riportata una breve trattazione del concetto di filiera, in particolare riferito al settore agroalimentare; successivamente è presentata una breve trattazione relativa alla sua nascita e al suo sviluppo fino ad arrivare ai giorni nostri; infine nell'ultima sezione viene messa in luce l'importanza che riveste la valutazione della sostenibilità ambientale di tale settore per mezzo della metodologia dell'analisi del ciclo di vita.

2.1 Il concetto di filiera applicato al settore agroalimentare

In generale, si parla di "filiera" per intendere l'insieme dei processi che si verificano dalla fornitura di materie prime al consumo finale di un prodotto, collegando i fornitori fra loro per arrivare agli utenti finali. All'interno di una filiera si manifestano principalmente tre tipologie di interazioni: scambio di beni, di capitale e di informazioni. La competitività di una filiera, in qualunque settore, dipende dalla capacità di collaborazione degli attori che ne fanno parte, i quali possono avvantaggiarsi l'un l'altro costruendo un sistema efficiente che sia in grado di fornire un valore aggiunto al consumatore (Lummus e Vukurka, 1999).

Analizzare una filiera significa individuare le relazioni che incorrono tra i diversi attori, poiché ciascuna azienda che ne fa parte non esiste come entità isolata ma opera all'interno di una rete interagendo con altre imprese, alcune delle quali sono fornitori e altre clienti (Romano e Danese, 2010). All'interno di questa rete ogni impresa rappresenta un tassello che si distingue per le specifiche attività che svolge e per il tipo di risorse di cui ha il controllo, che possono essere condivise con gli altri attori tramite la rete di relazioni che si instaura (Harland, 1996).

La filiera agroalimentare è composta da quella parte del sistema economico che espleta le funzioni alimentari di un paese. Tale sistema è contraddistinto da alcune caratteristiche principali, tra le quali il fatto che i prodotti agricoli partano dai produttori per attraversare tutta la filiera fino ad arrivare ai consumatori, mentre i flussi di denaro si muovano in senso opposto, dai consumatori verso le fasi più a monte della filiera, identificando il valore aggiunto che ciascun passaggio apporta al prodotto iniziale (Cicatiello, 2012). Il settore agroalimentare si divide in tre principali sottoinsiemi, che sono (i) l'agricoltura e l'allevamento, (ii) l'industria e (iii) il sistema distributivo.

2.2 Evoluzione del settore agroalimentare

Le attuali caratteristiche che contraddistinguono il settore agroalimentare sono frutto di diversi cambiamenti intervenuti in relazione ad alcune importanti fasi dello sviluppo delle economie occidentali. Il comparto agro-alimentare è stato caratterizzato da una evoluzione molto spinta che merita un breve approfondimento.

Nella sua fase originaria la produzione e il consumo alimentare si presentavano esclusivamente su base locale con una dieta fortemente legata alle capacità produttive agricole di un territorio. La vera svolta è avvenuta nel sedicesimo secolo, in cui si ha avuto lo sviluppo dei grandi traffici marittimi. Nel diciottesimo secolo, con l'avvento della rivoluzione industriale si ha una fase di *pre-industrializzazione* del settore, che vede la progressiva specializzazione territoriale delle fasi di produzione e consumo alimentare, in connessione con la concentrazione urbana e la maggiore specializzazione produttiva.

Da qui in avanti i passaggi successivi si sono susseguiti con sempre maggiore rapidità e lo sviluppo dei trasporti, avvenuto nei primi decenni del diciannovesimo secolo, ha incominciato ad allargare con sempre maggiore enfasi i confini degli scambi.

Sempre in quegli anni ha avuto inizio la fase di *modernizzazione* caratterizzata dalla diffusione su larga scala delle tecniche industriali di conservazione e trasformazione degli alimenti, con la nascita della moderna industria alimentare. La fase moderna ha visto, tra le altre cose, la meccanizzazione spinta dei processi agricoli, un progressivo aumento degli scambi internazionali con la tendenza ad una specializzazione territoriale della produzione e l'affermazione dei consumi di massa.

L'ultima fase storica, definita fase *dell'internazionalizzazione*, vede una modifica strutturale del settore che lo porta ad assumere la forma che ancora oggi presenta in molti paesi. Gli elementi che maggiormente caratterizzano tale fase sono la globalizzazione dei consumi, la ricerca del basso costo di produzione, la concentrazione della Grande Distribuzione Organizzata (GDO), l'e-

commerce e l'estrema industrializzazione del settore agricolo con la chimica affiancata dalla biotecnologia. Da un punto di vista economico-commerciale la struttura del settore si caratterizza in una sorta di oligopolio, composto da poche grandi imprese industriali e grandi catene distributive, ed una miriade di piccoli produttori e distributori. L'ambiente competitivo è caratterizzato dalla leadership delle grandi imprese industriali che, con il capitale di marca in proprio possesso, detengono un forte potere contrattuale nei confronti sia dei consumatori finali che dei dettaglianti. La domanda inizia a registrare alcuni profondi cambiamenti che spingono il sistema verso la fase di sviluppo successiva: la domanda di prodotti alimentari, ormai di scarso peso sul valore dei consumi totali, è rivolta sempre più a valorizzare gli aspetti qualitativi dei prodotti, mentre cresce rapidamente la domanda per pasti consumati fuori casa e l'abitudine ad effettuare acquisti presso grandi centri commerciali. L'ultima fase, denominata di *transizione o di globalizzazione*, è caratterizzata da un ulteriore aumento della concentrazione sia a livello industriale che distributivo. Le grandi imprese industriali operano ormai su scala globale e le maggiori catene della grande distribuzione iniziano la loro fase di internazionalizzazione, investendo oltre i confini nazionali. Il leader del settore non è più l'industria ma diventa la distribuzione e questa fase vede una drastica riduzione del potere contrattuale dell'industria nei confronti del cliente finale.

2.3 Importanza della valutazione della sostenibilità ambientale del settore agro-alimentare

Il concetto di sostenibilità, come ampiamente dibattuto nel capitolo precedente, rappresenta la proprietà di un sistema di perpetuarsi nel tempo mantenendo la sua struttura e le sue funzioni.

I sistemi e le filiere, compresa la filiera agroalimentare, possono essere definiti sostenibili qualora la modalità con la quale sono organizzati nel presente sia in grado di garantirne l'operatività nel futuro.

Relativamente all'aspetto ambientale della sostenibilità le questioni da valutare sono sostanzialmente ascrivibili alla richiesta di risorse che un sistema esercita e alle emissioni inquinanti che produce: un sistema si può definire sostenibile dal punto di vista ambientale quando richiede all'ambiente risorse materiali ed energetiche ad una velocità tale da consentirgli di ricostituirle e quando emette rifiuti e risorse inquinanti ad una velocità tale da consentire all'ambiente di assorbirle. Valutare la sostenibilità ambientale delle varie filiere rappresenta un

esercizio fondamentale, in particolare per quei settori maggiormente responsabili dei problemi ambientali che oggi affliggono il nostro pianeta.

La sostenibilità ambientale del settore agroalimentare è stata negli ultimi anni oggetto di crescente attenzione, poiché si è compresa la portata di tale problema. Infatti, il settore agroalimentare rappresenta una tra le principali cause di impatto ambientale a livello mondiale. Si stima che circa il 20-30% degli impatti complessivi a livello di Unione Europea siano associati alla produzione degli alimenti sul totale degli impatti causati dal settore dei consumi (Tukker et al., 2006). Una comunicazione della Commissione Europea ha confermato l'estrema necessità di rendere maggiormente ecosostenibile il settore food, stimando il suo contributo pari al 17% del totale delle emissioni di gas serra a livello comunitario e al 28% del consumo complessivo di risorse (European Commission, 2011). Tra i vari indicatori di sostenibilità, il maggiore impatto ambientale dell'agroalimentare si incentra, oltre che sulle già citate categorie di impatto, su aspetti quali la degradazione del suolo, le emissioni in aria e la generazione di rifiuti (Cellura et al., 2012). Perseguire una maggiore sostenibilità, non solo ambientale, di tale settore rappresenta una scelta obbligata anche alla luce della continua crescita della popolazione mondiale che si prevede raggiungerà i 9 miliardi e mezzo di persone nel 2050, circa 2 miliardi e mezzo più di oggi (United Nation, 2012). Oltre a tale aumento è in corso anche una modifica dei comportamenti alimentari delle popolazioni dei paesi emergenti, con diete sempre più ricche di prodotti di origine animale che comportano maggiori impatti sull'ambiente, una più alta richiesta di risorsa idrica e maggiore richiesta di terreni per la coltivazione di mangimi.

Queste premesse consentono di affermare con chiarezza la grande sfida a cui il settore agroalimentare è oggi chiamato al fine di perseguire quel concetto di sviluppo sostenibile di cui si è ampiamente parlato nei capitoli precedenti che non rappresenta una formulazione astratta quanto piuttosto un obiettivo molto concreto e determinante per le sorti delle generazioni future.

Per questi motivi è necessario prima di tutto comprendere quali siano gli aspetti principali su cui occorre porre l'attenzione al fine di migliorare la sostenibilità ambientale di tale settore. In altre parole è necessario comprendere per ogni processo quali fasi rappresentino i punti maggiormente critici e che pertanto richiedano di essere esaminate con più scrupolosità al fine di determinare miglioramenti significativi.

Per valutare la reale sostenibilità ambientale di un sistema produttivo e delle sue diverse sotto-fasi di cui è composto risulta necessario utilizzare strumenti quantitativi e scientificamente consistenti che possano evidenziare con chiarezza, tramite un approccio olistico, i principali aspetti critici e comprendere in modo chiaro le potenzialità di miglioramento apportabili.

La metodologia LCA, con l'applicazione della serie normativa di riferimento (ISO 14040, ISO 14044), rappresenta lo strumento migliore oggi disponibile per valutare e affrontare la sfida di una sempre maggiore ricerca della sostenibilità ambientale associata al settore della produzione alimentare e del consumo. Tale metodo è internazionalmente riconosciuto come il migliore strumento per valutare la sostenibilità dei processi produttivi, tanto che la Commissione Europea lo considera l'unico metodo di rilevanza scientifica in grado di quantificare in modo chiaro ed obiettivo gli impatti ambientali di un prodotto o sistema di produzione (European Commission, 2003).

Negli ultimi due decenni l'LCA è stato sempre più utilizzato per la valutazione di prodotti alimentari e sistemi di produzione con lo scopo di quantificarne il profilo ambientale durante tutto il loro ciclo di vita e di fornire informazioni quantitative utilizzabili dai decisori per il miglioramento della sostenibilità (Notarnicola et al., 2012).

Molteplici sono le sfide a cui il sistema agroalimentare a livello mondiale è chiamato a rispondere, e data la criticità della situazione attuale, tali risposte devono essere date simultaneamente.

Nei prossimi capitoli dell'elaborato sono riportati casi studio di valutazione della sostenibilità ambientale mediante l'applicazione del metodo LCA applicati al settore agro-alimentare relativamente alle principali sfide rispetto a cui esso è oggi chiamato a dare risposta.

CAPITOLO 3

ANALISI LCA APPLICATA A PRODOTTI ALIMENTARI DI ORIGINE AGRICOLA SOTTOPOSTI A TRASFORMAZIONE

La valutazione ambientale del ciclo di vita di prodotti agricoli successivamente sottoposti a trasformazione industriale risulta di fondamentale importanza nella mappatura della sostenibilità del settore agroalimentare, in quanto la quasi totalità dei prodotti alimentari rientra all'interno di questa categoria.

Per valutare il profilo ambientale di questi prodotti è necessario scorporare il ciclo produttivo negli aspetti principali, in genere costituite dalla fase agricola, da quella di trasformazione, dal packaging e dai trasporti.

L'analisi della fase agricola è differente a seconda del fatto che il prodotto sia di origine vegetale o di origine animale. Nel primo caso è necessario quantificare tutti gli input e gli output del processo di coltivazione; gli input sono in genere rappresentati dai consumi di carburante per le operazioni agricole, l'utilizzo di concimi, di fitofarmaci, di acqua ed eventuali altri input meno rilevanti; gli output, invece, sono associati principalmente alle emissioni derivanti dalla combustione del carburante e dall'utilizzo di fertilizzanti. Nel caso di analisi LCA applicata a prodotti di origine animale, la valutazione è più complessa, poiché è necessario valutare sia l'impatto associato alla coltivazione e produzione dei mangimi degli animali, sia le emissioni derivanti dalla gestione dell'animale stesso. La fase agricola è una delle principali cause di impatto del settore agroalimentare e in Italia esso costituisce il più alto contributore di emissioni di CO₂ equivalente, dopo il settore dell'energia (Córdor, 2011).

Per valutare il profilo ambientale della fase di trasformazione è invece necessario quantificare tutti i consumi energetici necessari per i vari processi, i consumi di prodotti chimici e ausiliari e le eventuali emissioni in aria e acqua. La principale causa di impatto ambientale dei processi di trasformazione è derivante dal ciclo di vita delle risorse energetiche richieste (Notarnicola et al., 2012). Un elemento centrale del processo di trasformazione è rappresentato dai materiali di confezionamento, il cui impatto ambientale può risultare in molti casi molto significativo (Notarnicola et al., 2012). In generale, il contributo del packaging all'impatto ambientale complessivo dipende principalmente dalla tipologia di materiale utilizzato e del rapporto tra il peso del contenitore rispetto al peso del contenuto. Relativamente a questo ultimo aspetto, maggiore è questo rapporto, maggiore è l'incidenza del packaging all'impatto complessivo. Per alcuni prodotti alimentari, la scelta della tipologia di packaging incide nella quantità di spreco generato. In questi

casi, nella valutazione della sostenibilità ambientale complessiva, come sarà meglio spiegato nel Capitolo 4, tale aspetto deve essere considerato.

Infine un ultimo elemento importante da valutare è il trasporto. L'incidenza dei trasporti sull'impatto ambientale dei prodotti alimentari di origine agricola è molto spesso un aspetto importante, la cui ottimizzazione, sia in termini di distanze da fornitori e clienti che in termini di tipologie di mezzi utilizzati, risulta essere un ulteriore aspetto chiave per il miglioramento della sostenibilità complessiva (Cicatiello, 2012).

La letteratura scientifica si è arricchita negli ultimi anni di molti casi studio di analisi LCA di prodotti agricoli successivamente sottoposti a trasformazione industriale, diversi dei quali relativi a prodotti italiani (Pizzigallo et al., 2008; Beccali et al., 2009; Salomone e Ioppolo, 2012). Nel presente capitolo è valutato il profilo ambientale del ciclo di produzione e trasformazione del pomodoro da industria, prodotto molto significativo per l'economia e la cultura italiana in generale ed emiliana in particolare. Infatti, l'Italia produce da sola quasi il 15% del pomodoro da industria complessivamente coltivato nel mondo (WPTC, 2013) di cui circa un terzo è prodotto sul territorio emiliano; nel 2014 la produzione di pomodoro da industria in Emilia è ammontata ad oltre 12 milioni di tonnellate (Agri-Istat, 2014).

3.1 Valutazione della sostenibilità ambientale del processo di coltivazione e trasformazione di pomodoro

Il caso studio è relativo alla valutazione ambientale del ciclo di vita di passata di pomodoro confezionata in vetro. Tale prodotto può essere considerato rappresentativo del sistema produttivo analizzato, in quanto la passata di pomodoro, rappresenta da sola circa il 50% del totale dei trasformati di pomodoro in Italia e, in oltre, nel 95% dei casi questo prodotto è confezionato in vetro (Torazza, 2009). Le informazioni e i dati sono stati forniti dal Consorzio Padano Ortofrutticolo (Co.Pad.Or.) con sede a Collecchio (Parma), che rappresenta la più grande azienda di trasformazione di pomodoro in Europa.

Nella letteratura scientifica sono reperibili diversi studi di valutazioni LCA relativi alla coltivazione di pomodoro da industria (Martínez-Blanco et al., 2011; Jones et al., 2012; Karakaya e Özilgen, 2011) dei quali però solo uno (Karakaya e Özilgen, 2011) considera nella valutazione complessiva degli impatti anche la fase di trasformazione. Tale studio però non ha svolto una LCA completa, poiché ha considerato solo due aspetti ambientali, quali le emissioni di CO₂ e il consumo energetico.

Il contributo che il presente studio ha voluto portare alla letteratura scientifica è stato quello di valutare l'intero ciclo di vita del prodotto più significativo tra i trasformati di pomodoro, rispetto a tutte le categorie di impatto ritenute più importanti.

I risultati dello studio sono stati riportati nella pubblicazione "Life cycle assessment of a packaged tomato puree: a comparison of environmental impacts produced by different life cycle phases" (Manfredi e Vignali, 2014).

3.1.1 Descrizione del sistema analizzato

L'analisi svolta è applicata all'intero ciclo di vita del pomodoro trasformato e comprende tutte le fasi di coltivazione e trasformazione. Sono inoltre considerati il ciclo di vita del packaging e tutte le operazioni di trasporto. In questo paragrafo è riportata la descrizione del processo produttivo della passata di pomodoro, a partire dalla fase di coltivazione in campo fino al confezionamento e stoccaggio a magazzino.

La coltivazione del pomodoro

Il pomodoro è una pianta con elevate esigenze termiche, assai sensibile al gelo, che quindi nei climi temperato-caldi trova la sua stagione di crescita nel periodo estivo.

Il processo di coltivazione del pomodoro ha inizio con le operazioni di preparazione del terreno. La prima operazione è l'aratura che avviene mediante l'utilizzo di un aratro che provvede al rovesciamento dei blocchi di terreno. Tale operazione permette di migliorare le proprietà fisiche, meccaniche, chimiche e biologiche del suolo stesso.

Il secondo processo di preparazione del terreno è l'erpicazione nella quale, tramite l'impiego di una macchina agricola definita erpice, il terreno smosso dall'aratro viene spianato e sminuzzato al fine di rompere la crosta superficiale, interrare eventuali erbicidi volatili o concimi precedentemente applicati ed eliminare eventuali piante infestanti. L'ultima operazione di preparazione del terreno è la sarchiatura che consiste nel rimescolamento dello strato superficiale dell'interfila al fine di favorire la circolazione dell'aria nel terreno, distruggere meccanicamente le erbe infestanti, agevolare nei climi freddi la penetrazione nel terreno del calore solare e ridurre l'evaporazione dell'acqua interrompendo la capillarità del suolo.

Fase centrale del processo di coltivazione è la concimazione del terreno. Questa operazione ha la finalità di assicurare un'adeguata fornitura degli elementi nutritivi necessari, quali azoto, fosforo e potassio. L'azoto esalta il vigore vegetativo ed è quindi indispensabile per raggiungere produzioni elevate, ma un suo eccesso rende le bacche più acquose, meno consistenti e più soggette a marciumi; il fosforo, sebbene assorbito in quantità minori, è fondamentale durante la

fioritura e lo sviluppo dei frutti; il potassio ha un'influenza positiva sul residuo secco, sul contenuto in zuccheri e sul colore delle bacche. La concimazione è generalmente eseguita in parte precedentemente e in parte successivamente la fase di impianto del pomodoro nel terreno. Tale fase di impianto può avvenire in due modalità principali, quali semina e trapianto. Il processo produttivo analizzato utilizza la tecnica del trapianto, che è oggi quella maggiormente impiegata nei paesi industrializzati (Hartz et al., 2008). Il trapianto, infatti, semplifica la preparazione del terreno e riduce la concorrenza con le erbacce. Il processo di produzione delle piantine avviene in serra e l'operazione di trapianto viene eseguita tra marzo e maggio.

Per favorire una corretta crescita delle piantine è necessario ricorrere all'utilizzo di fitofarmaci, quali erbicidi, insetticidi e fungicidi. Durante l'intero periodo di coltivazione i pomodori richiedono acqua fornita principalmente tramite irrigazione a goccia e micro irrigazione per mezzo di manichette.

La raccolta avviene nei mesi di agosto e settembre, quando i frutti sono completamente maturi, circa 60-70 giorni dopo il trapianto. I frutti raccolti vengono inviati agli impianti di trasformazione tramite camion o trattori.

Il processo di trasformazione

Il processo di trasformazione descritto è relativo all'azienda Co.Pad.Or. ma può essere generalizzato in quanto le operazioni e le fasi sono standardizzate in tutti i paesi industrializzati (Nirmal et al., 2011).

Il pomodoro giunge all'azienda alla rinfusa e prima di essere scaricato dal mezzo di trasporto viene valutato secondo regole stabilite in precedenza fra parti agricole ed industriali tramite prelievo di un campione casuale. Se il pomodoro risulta idoneo, si procede con le operazioni di pesa e di scarico. Lo scarico avviene per via idraulica tramite forti getti d'acqua indirizzati sul frutto, il quale defluisce attraverso apposite bocchette disposte sui lati del mezzo e cade in canali pieni d'acqua. Questo tipo di operazione consente di ridurre il danneggiamento e di eliminare buona parte del materiale inerte proveniente dalla raccolta meccanica.

La prima fase di trattamento del pomodoro all'interno dell'azienda è il processo di lavaggio. Tale processo si compone di una prima fase di prelavaggio in vasche piene d'acqua, munite di insufflatori d'aria sotto pressione che agitano i frutti per permetterne una pulizia più accurata. Successivamente, tramite un elevatore meccanico, il pomodoro è inviato ad una vasca contenente acqua pulita. La fase di lavaggio termina con il passaggio del pomodoro sotto getti a forte pressione che eliminano le ultime impurità rimaste.

Dopo la fase di lavaggio avviene la selezione tramite selezionatrici ottiche. In questa fase vengono rimossi tutti i pomodori non maturi, eccessivamente maturi o danneggiati. L'operazione di selezione termina con una fase di cernita manuale: i pomodori non idonei, sfuggiti ai precedenti controlli delle selezionatrici ottiche, passano sotto lo sguardo del personale addetto all'ultima cernita che provvede all'allontanamento manuale.

Le fasi sopra descritte sono comuni a tutti i derivati del pomodoro. Dalla fase di cernita in avanti invece, il trattamento che i pomodori subiscono è funzione dei derivati che si vogliono ottenere. Il prodotto oggetto della presente analisi è la passata di pomodoro e pertanto le fasi successivamente descritte sono quelle relative a questa tipologia di prodotto. Le fasi della produzione di passata di pomodoro sono comuni anche al processo produttivo di succo di pomodoro e concentrati.

La prima fase successiva alle operazioni di lavaggio e cernita è il processo di triturazione. Tale operazione è generalmente effettuata mediante l'utilizzo di un tritурatore a pettine o un mulino a martelli. Dopo la triturazione, il pomodoro è inviato alla scottatrice, dove viene riscaldato allo scopo di agevolare il distacco della buccia nella successiva fase di estrazione del succo. Il calore, infatti, attiva l'azione degli enzimi pectolitici, provocando un rapido distacco dei legami fra buccia e frutto. Il pomodoro triturato e riscaldato è quindi inviato al gruppo passatrice/raffinatrice al fine di separare bucce e semi dal succo. Il prodotto è fatto transitare all'interno di un sistema rotante composto da setacci con fori di dimensione decrescente che consente l'allontanamento di semi, piccioli, parti verdi e bucce. Il prodotto in uscita dalla fase di raffinazione, che prende il nome di succo di pomodoro, viene raccolto in una vasca di acciaio inox, che funge da "polmone" per alimentare in continuo la successiva fase di concentrazione. Il succo di pomodoro, che contiene inizialmente circa il 95% di acqua, viene concentrato fino al raggiungimento della concentrazione desiderata tramite scambio termico con vapore di caldaia all'interno di un impianto chiamato evaporatore. Tale impianto opera sottovuoto al fine di ridurre il danneggiamento del prodotto. Dopo la fase di concentrazione, la passata di pomodoro viene addizionata con sale da cucina e sottoposta ad un processo di stabilizzazione microbica. Questo trattamento termico avviene generalmente all'interno di pastorizzatori a fascio tubiero riscaldati con acqua, ad una temperatura di circa 92°C.

Nel caso di passata di pomodoro confezionata in vetro, le ultime operazioni sono il confezionamento a caldo per mezzo di riempitrici volumetriche a gravità, il processo di post-pastorizzazione all'interno di un tunnel di pastorizzazione per mezzo di getti di acqua calda il processo di raffreddamento tramite acqua fredda nebulizzata seguito da asciugatura tramite getti di aria calda. Le ultime fasi del processo sono l'etichettatura, il confezionamento in fardelli, la pallettizzazione e lo stoccaggio a magazzino.

3.1.2 Definizione degli obiettivi

L'obiettivo di questo studio è stato quello di identificare e valutare i principali impatti e le criticità ambientali associate al ciclo di vita dei derivati del pomodoro da industria.

L'*unità funzionale* (abbreviata con *u.f.* in tabelle) del presente studio è una confezione di passata di pomodoro da 700 g confezionata in vetro.

I *confini del sistema* dello studio comprendono tutte le operazioni relative alla coltivazione del pomodoro, al processo di trasformazione, al ciclo di vita dei materiali di confezionamento e alle operazioni di trasporto.

Relativamente al processo di coltivazione, i confini del sistema includono il consumo di diesel utilizzato per la movimentazione dei mezzi agricoli e gli input necessari per la produzione delle piantine e per il loro accrescimento, quali acqua, pesticidi, fertilizzanti e manichette per l'irrigazione. Sono inoltre considerate le emissioni in acqua e in aria associate al processo di coltivazione. Gli impatti relativi al ciclo di vita delle infrastrutture non sono valutati, conformemente alla maggior parte della letteratura (Karakaya e Özilgen, 2011; Jones et al., 2012; Abeliotis et al., 2013) in quanto risultano trascurabili. Anche la CO₂ assorbita dalle piante durante il ciclo vegetativo non è valutata poiché lo stato dell'arte degli studi LCA applicati a processi agricoli non è ancora arrivato ad un consenso comune relativo alla contabilizzazione dello stoccaggio temporaneo di carbonio (Brandão et al., 2013) e per tale ragione si è preferito adottare un approccio conservativo. Infine, per quanto riguarda l'utilizzo dei pesticidi, non sono state contabilizzate le emissioni dirette che avvengono durante la fase di uso a causa della mancanza di modelli consistenti per la loro stima e poiché il loro contributo risulta comunque trascurabile rispetto alle categorie di impatto utilizzate (Audsley et al., 1997).

Del processo di trasformazione sono contabilizzati tutti i consumi di energia elettrica, gas naturale e gasolio e le emissioni in acqua. Anche in questo caso il ciclo di vita delle attrezzature rimane fuori dai confini del sistema, in conformità con Food SCP (2013) e lo studio di Karakaya e Özilgen (2011). Quest'ultimo studio ha infatti dimostrato che l'impatto associato alla produzione degli impianti risulta essere trascurabile rispetto a quello causato durante la fase di trasformazione.

L'analisi comprende il ciclo di vita di tutti i materiali di confezionamento, quali il vasetto di vetro, il tappo di banda stagnata, l'etichetta e tutti gli imballaggi secondari e terziari. Il fine vita di tali materiali è stato valutato considerando lo scenario italiano di fine vita, utilizzando dati provenienti dai consorzi specifici dei singoli materiali (Comieco, 2011; Corepla, 2011; Coreve, 2010; Ricrea, 2012).

Infine, tutte le fasi di trasporto sono state considerate in un unico processo. In particolare è stato valutato il trasporto del pomodoro dal campo allo stabilimento di trasformazione, il trasporto della

passata di pomodoro al punto vendita e il trasporto di tutti gli input di coltivazione e trasformazione. I confini del sistema sono riportati in Figura 3.

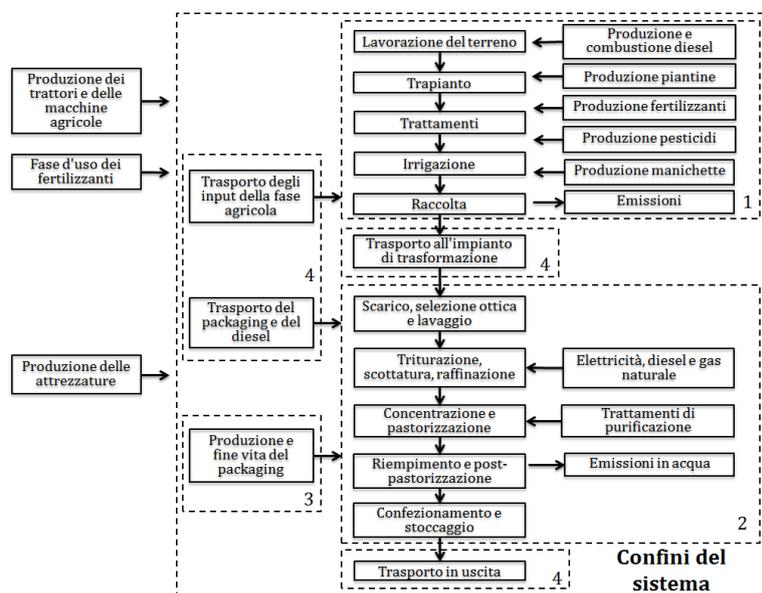


Figura 3: Diagramma di flusso e confini del sistema del processo di produzione di passata di pomodoro.

3.1.3 Analisi di inventario

I dati primari per l'analisi di inventario sono stati ottenuti per mezzo di questionari sottoposti ai coltivatori e all'azienda di trasformazione. In particolare, i dati relativi al processo di coltivazione sono stati ottenuti tramite l'intervista di circa un centinaio di agricoltori delle province di Parma e Piacenza. Le pratiche agricole adottate dagli agricoltori soci della cooperativa Co.Pad.Or. sono in conformità con le linee guida del Disciplinare di Produzione integrata (2011) della regione Emilia Romagna. I dati relativi al processo di trasformazione del pomodoro, ai materiali di confezionamento e ai trasporti sono stati forniti dall'azienda di trasformazione Co.Pad.Or. di Collecchio (Parma).

Per quanto riguarda i dati secondari si è utilizzato il database Ecoinvent v2.2 (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010) considerando i dati riferiti al contesto italiano quando disponibili, oppure riferiti al contesto europeo.

Processo di coltivazione

La resa produttiva media del pomodoro considerata è di 71 tonnellate per ettaro. Tale dato, che rientra tra i valori medi per Emilia Romagna (Disciplinare di Produzione Integrata, 2011), è stato calcolato facendo la media delle rese degli agricoltori intervistati e non presenta grande variabilità in quanto tutti gli agricoltori utilizzano all'incirca le stesse tecniche agronomiche. Il tipo di terreno

è nella maggior parte dei casi a medio impasto, caratterizzato dal 45% di sabbia, 20% di argilla, 30% di limo e una quantità di azoto di circa 1.2 g/kg. Relativamente al fabbisogno idrico, gli agricoltori hanno fornito una media di 180 mm di acqua tramite irrigazione per metà a goccia e per metà per aspersione.

Per la compilazione dei dati di inventario nel software SimaPro sono stati utilizzati i dati di Ecoinvent degli studi di Jungbluth (2007), Nemecek et al. (2007) e Sutter (2010). Gli input del processo di coltivazione sono riportati in Tabella 2.

| Input | Quantità/ha | | Quantità/ u.f. | |
|---|--------------------|-----|-----------------------|-----|
| Diesel | 464 | kg | 0.00909 | kg |
| Acqua | 1800 | t | 0.0353 | t |
| Azoto | 130 | kg | 0.00255 | kg |
| Fosforo - P ₂ O ₅ | 130 | kg | 0.00255 | kg |
| Potassio - K ₂ O | 200 | kg | 0.00392 | kg |
| Erbicidi | 3.2 | kg | 6.27E-05 | kg |
| Insetticidi | 0,6 | kg | 1.17E-05 | kg |
| Fungicidi | 18 | kg | 0.000353 | kg |
| Manichette | 66 | kg | 0.00129 | kg |
| Produzione piantine | 34000 | n | 0.666 | n |
| Azoto | 0.0719 | kg | 1.4E-06 | kg |
| Fosforo - P ₂ O ₅ | 0.099 | kg | 1.94E-06 | kg |
| Potassio - K ₂ O | 0.177 | kg | 3.47E-06 | kg |
| Insetticidi | 0.00116 | kg | 2.27E-08 | kg |
| Fungicidi | 0.016 | kg | 3.14E-07 | kg |
| Elettricità | 34 | kWh | 0.000666 | kWh |
| Diesel | 51.9 | L | 0.00102 | L |
| Acqua | 25.5 | t | 0.0005 | t |

Tabella 2: Dati di inventario del processo di coltivazione.

La fase maggiormente critica dell'applicazione della metodologia LCA a processi agricoli è associata alla valutazione delle emissioni in acqua, aria e suolo causati principalmente dall'interazione prodotto/fertilizzanti/ambiente.

Per la quantificazione delle sostanze immesse nell'ambiente si ricorre a modelli di stima delle emissioni riconosciuti a livello internazionale. I modelli utilizzati per la quantificazione delle emissioni richiedono la conoscenza delle caratteristiche del contesto in cui la coltivazione viene eseguita, poiché il quantitativo di sostanze emesse dipende in particolare da fattori climatici, tipo di suolo e tipologia di pratica agricola.

I modelli specifici utilizzati sono quelli messi a disposizione dalla banca dati Ecoinvent per il calcolo delle emissioni da fertirrigazione e le sostanze analizzate sono quelle che risultano particolarmente critiche nella maggior parte dei processi di coltivazione (Nemecek et al., 2007), i cui valori di emissione sono riportati in Tabella 3.

| Tipo di emissione | kg/ha | kg/u.f. |
|---------------------------------------|--------------|----------------|
| N ₂ O in aria | 19.0 | 0.000374 |
| NH ₃ in aria | 4.08 | 8.021E-05 |
| NO _x in aria | 4.00 | 7.85E-05 |
| NO ₃ in acqua | 658 | 0.0129 |
| PO ₄ in acque superficiali | 0.0726 | 1.43E-06 |
| PO ₄ in acque profonde | 0.219 | 4.31E-06 |

Tabella 3: Emissioni in acqua e aria del processo di coltivazione di pomodoro da industria.

Processo di trasformazione

I dati utilizzati in questa fase sono stati forniti dall'azienda Co.Pad.Or.. Il problema principale dell'analisi è risultato essere quello di allocare gli input di produzione al prodotto analizzato. Il problema dell'allocazione, come riportato nel Capitolo 1, sorge nel caso di sistemi di produzione multifunzionali, ossia in quei sistemi che hanno come output diversi prodotti e sottoprodotti. Poiché in questo sistema l'allocazione risulta essere inevitabile, in quanto molti processi risultano essere comuni a più prodotti e non sono in alcun modo scomponibili, si è deciso di procedere con l'allocazione su base fisica. In particolare, gli input e gli output sono stati ripartiti tra i diversi prodotti del processo in base alla quantità trasformata di ciascuno e al tempo di trattamento delle singole fasi. Quest'ultimo aspetto è stato necessario poiché alcuni prodotti richiedono più energia di altri all'interno delle stesse fasi a causa di maggiori tempi di trattamento; ad esempio la passata di pomodoro richiede una fase di concentrazione molto più breve rispetto al concentrato di pomodoro, causando proporzionalmente un minor consumo di energia termica.

La fase di produzione di passata di pomodoro richiede i seguenti input principali: energia elettrica per alimentare tutti gli impianti, gas naturale per i processi di riscaldamento, diesel per le movimentazioni interne e sale da cucina che rappresenta l'unico ingrediente utilizzato in aggiunta rispetto al pomodoro. Gli input del processo di trasformazione sono riassunti in Tabella 4.

I dati di inventario sono stati compilati utilizzando informazioni Frischknecht et al. (2007), Faist Emmenegger et al. (2007), Jungbluth (2007) e Althaus et al. (2007). Inoltre, la produzione di una confezione di passata da 700 g richiede circa 1.4 kg di pomodoro.

| Fasi del processo | Energia elettrica | | Gas naturale | | Acqua | |
|--|-------------------|----------|--------------|----------|-------------------|-----------------------|
| | kW | kWh/u.f. | MJ/h | MJ/ u.f. | m ³ /h | m ³ / u.f. |
| Scarico, selezione ottica e lavaggio | 17.5 | 0.0014 | - | - | 400 | 0.032 |
| Triturazione, scottatura e filtrazione | 45 | 0.0036 | 5778 | 0.46 | 10 | 0.46 |
| Concentrazione e pastorizzazione | 95 | 0.0076 | 6760 | 0.54 | 40 | 0.54 |
| Riempimento e post-pastorizzazione | 44 | 0.0035 | 2744 | 0.22 | 5 | 0.22 |
| Confezionamento e stoccaggio | 88 | 0.0070 | - | - | - | - |
| Trattamento dell'acqua | 98 | 0.0079 | - | - | - | - |
| Diesel per le movimentazioni interne | 3 | g / u.f. | | | | |
| Sale | 2.8 | g / u.f. | | | | |

Tabella 4: Dati di inventario del processo di trasformazione della passata di pomodoro confezionata in vetro.

Materiali di confezionamento

Nell'analisi è stato considerato il ciclo di vita di tutti i materiali di confezionamento utilizzati, le cui tipologie, quantità e distanze dai fornitori sono riportate in Tabella 5. I dati relativi alla gestione del fine vita dei materiali sono stati estrapolati da consorzi specifici. In particolare di ciascun materiale è stata considerata la percentuale di riciclo, incenerimento e dismissione in discarica secondo lo scenario italiano. Per valutare gli impatti associati alle diverse alternative di fine vita sono stati utilizzati i dati dello studio di Doka (2009) e le linee guida fornite nel software SimaPro 7.3.

Le quantità di materiali per il packaging utilizzati per ciascuna unità funzionale, con le relative distanze dai fornitori, sono riportati in Tabella 5.

| Componente | Materiale | Peso (g/u.f.) | Distanza dal produttore (km) |
|-------------------|----------------|---------------|------------------------------|
| Contenitore | Vetro | 193 | 750 |
| Film* | LDPE | 2.2 | |
| Interfalda* | PP | 6.1 | |
| Pallet* | Legno | 17.9 | |
| Tappo | Banda stagnata | 9.4 | 800 |
| Etichetta | Carta | 0.9 | 80 |
| Interfalda | Cartone | 4.8 | 80 |
| Vassoio | Cartone | 6.7 | 80 |
| Film per vassoio | LDPE | 2.3 | 100 |
| Pallet | Legno | 32.4 | 170 |
| Pallet per pallet | LDPE | 0.3 | 650 |

Tabella 5: Dati di inventario relativi ai materiali di confezionamento.

(* materiali utilizzati per il confezionamento del contenitore in vetro vuoto in arrivo dal fornitore)

Trasporto

Tutti i dati relativi alle distanze da fornitori e clienti e dal campo all'azienda di trasformazione sono dati primari, forniti dagli agricoltori intervistati e dall'azienda Co.Pad.Or..

Il trasporto degli input di coltivazione avviene mediante camion da 3.5-7.5 tonnellate di tecnologia Euro IV. La distanza media tra fornitori e aziende agricole è di circa 200 km per fertilizzanti e fitofarmaci, 30 km per le piantine e 40 km per il diesel. La distanza media tra le aziende agricole e l'azienda di trasformazione è di 75 km e avviene tramite camion da 16-32 tonnellate mediamente di tecnologia Euro III. La distanza media tra l'azienda e i punti vendita è di 550 km, calcolata su un peso del vasetto in uscita pari a 0.94 kg, dati dalla somma del prodotto e del packaging. Tale tragitto è generalmente effettuato utilizzando camion di dimensioni maggiori di 32 tonnellate, di tecnologia Euro IV. Infine, le distanze dei fornitori dei materiali di confezionamento rispetto all'azienda sono riportate in Tabella 5; per tali trasporti si utilizzano camion euro IV da 3.5- 7.5 tonnellate per il trasporto dei materiali meno ingombranti (es. tappo) e da 16-32 tonnellate per i materiali più ingombranti (es. vaso in vetro).

Metodo di analisi degli impatti

Per la valutazione degli impatti ambientali sono stati utilizzati tre metodi di analisi degli impatti, in particolare il metodo CML 2001, il CED e il ReCiPe. Tali metodi sono stati scelti per coprire tutte le categorie di impatto proposte dal Joint Reseach Centre della Commissione Europea (European Commission's Joint Research Centre, 2011) e dall'Envifood Protocol (Food SCP RT, 2013).

Il CML 2001 (Guinée, 2001) è una metodologia sviluppata dal Centro di Scienze Ambientali della Università di Leiden nei Paesi Bassi. Le categorie di impatto calcolate con tale metodo sono (i) il potenziale di riscaldamento globale calcolato considerando un orizzonte temporale di 100 anni (GWP100), (ii) la formazione di smog fotochimico (POP), (iii) l'assottigliamento della fascia di ozono stratosferico (ODP), (iv) l'acidificazione (AP) e (v) l'eutrofizzazione (EP).

Il secondo metodo utilizzato è il CED che valuta unicamente la (vi) quantità di energia utilizzata dal sistema (Frischknecht e Jungbluth, 2007). Il metodo ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) è stato utilizzato per valutare (vii) la formazione di particolato (PMF) e (viii) le emissioni di radiazioni ionizzanti (IP).

Questo studio considera solo le fasi di classificazione e caratterizzazione con il risultato di conoscere i valori di emissione di sostanze equivalenti per le categorie di impatto selezionate.

Inoltre si è deciso di valutare anche (ix) l'impronta idrica del sistema, utilizzando per il calcolo il metodo di Water Footprint proposto da Hoekstra et al. (2011), che misura la quantità d'acqua dolce consumata direttamente o indirettamente da un processo o prodotto. L'impronta idrica è definita

come il volume totale di acqua dolce utilizzata per produrre beni e servizi, misurata in termini di volumi d'acqua consumati (evaporati o incorporati in un prodotto) e inquinati per unità di tempo.

3.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni

Gli impatti complessivi associati al ciclo di vita di un vasetto di passata da 700 g confezionata in vetro sono di 9.65 MJ nella categoria CED, 0.674 kg CO₂ eq. per la categoria GWP100, 0.000112 kg C₂H₄ eq. nella categoria POP, 7.12E-08 kg CFC-11 eq. nella categoria ODP, 0.0031 kg SO₂ eq. nella categoria AP, 0.00193 kg PO₄... eq. nella categoria EP, 0.000948 kg PM₁₀ eq. nella categoria PMF e 0.0438 kg U₂₃₅ eq. nella categoria IR.

In Tabella 6 è riportato l'impatto ambientale delle sottofasi in cui si è scomposto il processo. Il ciclo di vita del packaging è risultato essere la principale causa di impatto ambientale in tutte le categorie considerate, con un contributo compreso tra il 41 e il 69% del totale ad eccezione della categoria EP per la quale il contributo del packaging è di circa il 20%.

Il processo di coltivazione è la principale causa di impatto ambientale nella categoria EP con un contributo superiore al 70%, mentre nelle altre categorie il suo impatto è compreso tra il 7% e il 27%. Complessivamente risulta la seconda causa di impatto ambientale e in quasi tutte le categorie analizzate risulta essere più impattante rispetto al processo di trasformazione, il cui contributo rispetto ai diversi indicatori è compreso tra il 6 e il 20% con eccezion fatta per le categorie EP e IR per le quali incide per meno del 2%.

Il processo di trasporto ha una incidenza compresa tra il 14% e il 25% nelle varie categorie di impatto ad eccezione dell'EP rispetto alla quale il contributo è di circa il 6%.

Per quanto riguarda il computo della Water Footprint, la fase di coltivazione da sola è responsabile di circa il 99% del totale dell'impronta idrica.

| Categoria di impatto | Unità di misura | Totale | Coltivazione | Trasformazione | Materiali di confezionamento | Trasporto |
|----------------------|--------------------------------------|----------|--------------|----------------|------------------------------|-----------|
| CED | MJ | 9.65 | 0.94 | 1.79 | 5.17 | 1.76 |
| GWP100 | kg CO ₂ eq. | 0.674 | 0.181 | 0.108 | 0.274 | 0.111 |
| POP | kg C ₂ H ₄ eq. | 0.000112 | 7.84E-06 | 1.1E-05 | 7.76E-05 | 1.51E-05 |
| ODP | kg CFC-11 eq. | 7.12E-08 | 1.05E-08 | 1.14E-08 | 3.16E-08 | 1.77E-08 |
| AP | kg SO ₂ eq. | 0.0031 | 0.000348 | 0.000189 | 0.002 | 0.000464 |
| EP | kg PO ₄ ... eq. | 0.00193 | 0.00138 | 4.29E-05 | 0.000384 | 0.000124 |
| PM | kg PM ₁₀ eq. | 0.000948 | 9.8E-05 | 5.1E-05 | 0.000594 | 0.000204 |
| IR | kg U ₂₃₅ eq. | 0.0438 | 0.00329 | 0.00106 | 0.0285 | 0.011 |
| WF | L | 104.9 | 103.6 | 1.3 | - | - |

Tabella 6: Impatto ambientale complessivo e scomposto per fasi della produzione di passata di pomodoro da 700 g in vetro.

Impatti del processo di coltivazione

Gli impatti del processo di coltivazione, riportati in Tabella 6, sono causati dai vari input ed output del processo, il cui contributo relativo è evidenziato in Figura 4.

Le emissioni in acqua e aria, spiegate nel paragrafo precedente, risultano essere la principale causa di impatto per le categorie EP (97%), GWP100 (61%), AP (48%) e PMF (44%). Il consumo di diesel è, invece, tra le principali cause di impatto per le categorie CED, POP e ODP (40-53%). La produzione di fertilizzanti è responsabile di un elevato impatto nelle categorie IR e PMF (rispettivamente il 45% e il 30%) mentre contribuisce per il 15%-25% in tutte le altre categorie di impatto, ad eccezione dell'EP rispetto al quale risulta trascurabile.

La produzione dei pesticidi incide per il 17% del totale nella categoria POP, per il 26% nella categoria IR e per il 40% nella categoria ODP. Infine il ciclo di vita delle manichette ha un contributo compreso tra il 2% e il 10% nelle categorie CED, GWP100, POP, AP, PMF, IR e la produzione delle piantine ha una incidenza compresa tra il 3% e l'8% in tutte le categorie ad eccezione dell'EP.

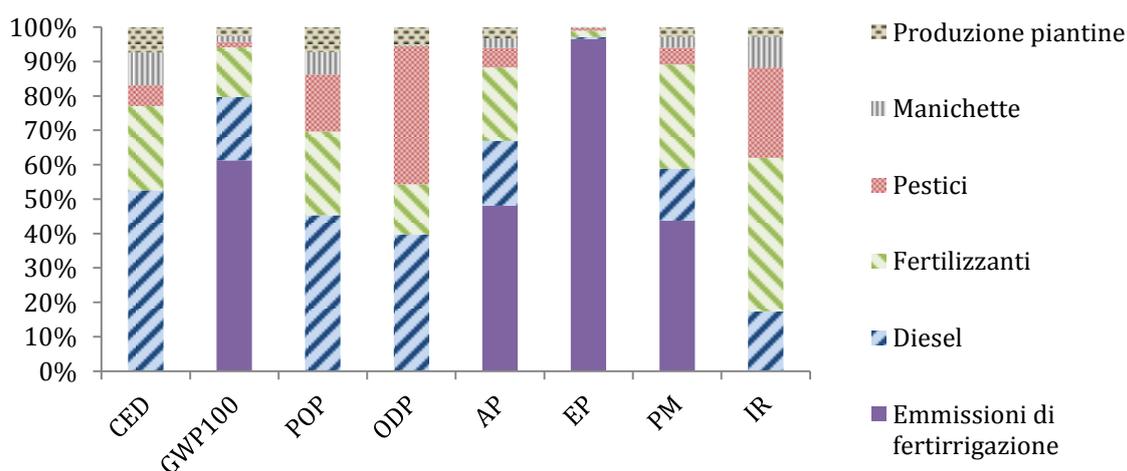


Figura 4: Contributo relativo dei diversi input/output all'impatto della fase di coltivazione.

Questi risultati possono essere confrontati con quelli di altri studi LCA applicati al processo di coltivazione di pomodoro, in particolare con gli studi di Martínez-Blanco et al. (2011), di Karakaya e Özilgen (2011) e di Jones et al. (2012).

Lo studio di Martínez-Blanco et al. (2011) ha valutato il processo di coltivazione di pomodoro sia in campo che in serra. Dal confronto dei risultati emerge che gli esiti della presente analisi sono mediamente inferiori di oltre il 50% rispetto allo studio di Martínez-Blanco et al. (2011). Tale divergenza può essere parzialmente spiegata da alcune differenze di approccio tra i due studi. Nel nostro studio le fasi di trasporto non sono contabilizzate all'interno del processo di coltivazione ma valutate a parte, mentre nello studio di Martínez-Blanco et al. (2011) sono valutate

congiuntamente. Inoltre lo studio di Martínez-Blanco et al. (2011) considera il ciclo di vita delle attrezzature che invece non rientra all'interno dei confini del sistema del nostro studio e infine fa riferimento al processo di coltivazione di pomodoro da mensa che richiede una maggiore quantità di fertilizzanti e pratiche agricole lievemente differenti rispetto al pomodoro da industria (Disciplinare di Produzione Integrata, 2011).

Lo studio di Karakaya e Özilgen (2011) valuta, come ripercussioni ambientali del processo, unicamente le emissioni di CO₂ e il consumo di energia. Rispetto a tale studio, i risultati della nostra analisi mostrano un consumo energetico di circa il 35% inferiore ed emissioni di CO₂ di circa il 30% superiori. In questo caso le discrepanze possono essere spiegate da alcune differenze di dati a livello di analisi di inventario. A titolo di esempio, lo studio di Karakaya e Özilgen (2011) considera un utilizzo di concimi a base di azoto e di fosforo maggiore di oltre due volte rispetto alla nostra analisi e vari altri dati risultano diversi rispetto al nostro caso studio.

Lo studio di Jones et al. (2012) valuta unicamente le emissioni di CO₂ associate al processo di coltivazione del pomodoro. Dal confronto tra i risultati si evince che nel nostro studio le emissioni complessive di CO₂ risultano di circa il 40% inferiori. Queste differenze sono ampiamente giustificate attraverso il confronto degli inventari, che evidenzia un consumo di diesel, di fertilizzanti e di pesticidi molto maggiore nell'analisi di Jones et al. (2012).

Infine, per quanto riguarda l'impronta idrica, i risultati del nostro studio sono in linea con quelli ottenuti da Aldaya e Hoekstra (2010).

Impatti del processo di trasformazione

La fase di trasformazione, come mostrato precedentemente, comporta impatti ambientali inferiori rispetto al processo di coltivazione e al packaging.

Le principali cause di impatto ambientale di questa fase, evidenziate in Figura 5, sono i consumi di elettricità e di gas naturale il cui contributo è compreso tra il 41% e l'81% per il primo e tra il 15% e il 56% per il secondo. L'impatto associato agli altri input e output di produzione risulta essere sempre inferiore al 4%, con eccezion fatta per la categoria IR rispetto alla quale il contributo del sale risulta essere del 25% e il contributo del processo di purificazione delle acque di scarico del 12%.

Analizzando le diverse fasi del processo di trasformazione, la fase di concentrazione e pastorizzazione è quella che risulta essere maggiormente impattante, con un contributo compreso tra il 30% e il 41% in tutte le categorie, seguita dalla fase di triturazione, scottatura e raffinazione il cui contributo è compreso tra il 19% e il 34% per tutti gli indicatori considerati. Il motivo per cui

queste due fasi sono risultate essere quelle maggiormente significative è dovuto all'elevato fabbisogno energetico delle stesse.

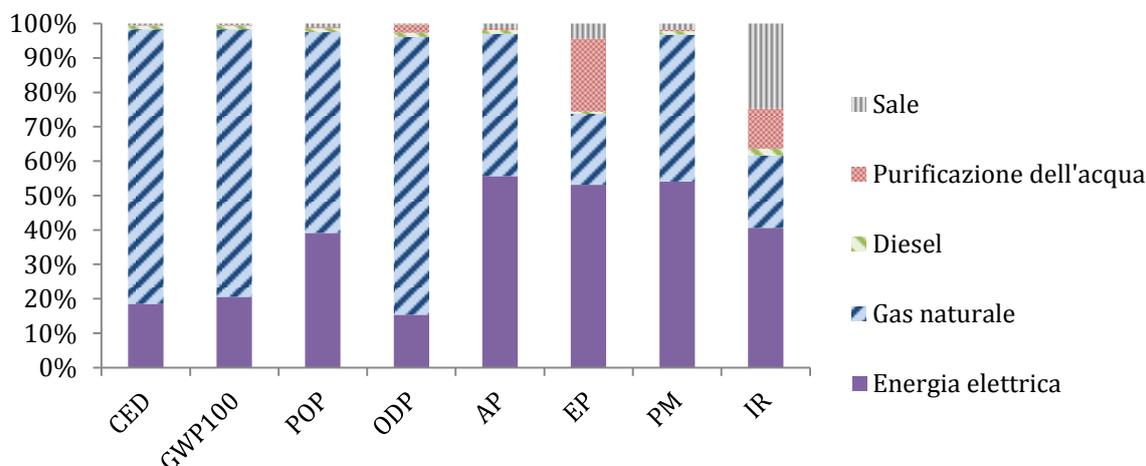


Figura 5: Contributo relativo dei diversi input/output all'impatto della fase di trasformazione.

Confrontando i valori ottenuti con l'unico studio LCA reperibile in letteratura che analizza il processo di trasformazione del pomodoro (Karakaya e Özilgen, 2011), risulta che i consumi di energia e le emissioni di gas serra del processo industriale valutate nel nostro studio sono superiori di oltre il 50%. La ragione di questa differenza può essere almeno parzialmente spiegata dal fatto che il loro studio non considera alcune fasi del processo (come ad esempio lo stoccaggio e le operazioni di depurazione delle acque) e che l'approvvigionamento energetico ha impatti molto diversi tra i vari stati a seconda delle tecnologie utilizzate per la produzione di energia.

Impatti dei materiali di confezionamento

L'impatto ambientale dei materiali di confezionamento, come detto in precedenza, risulta essere quello che influisce maggiormente sull'impatto complessivo in tutte le categorie, come evidenziato in Tabella 6.

La causa principale dell'impatto associato al packaging è dovuto al vaso in vetro, responsabile di oltre il 65% degli impatti ambientali in tutte le categorie di impatto analizzate, superando addirittura l'80% in alcune di esse. Il motivo di tale impatto è associato all'elevato peso del contenitore (quasi 200 g di vetro per contenere 700 g di prodotto) e agli elevati costi energetici del processo di produzione del vetro. Tra gli altri elementi del packaging, sono significativi gli impatti del tappo e dei packaging secondari che contribuiscono, nell'ordine, all'11%-20% e al 6%-21% degli impatti totali, come evidenziato in Figura 6. I dati di inventario di tutti i materiali di confezionamento sono stati ottenuti dal report di Hischier (2007) e sono riferiti al contesto europeo.

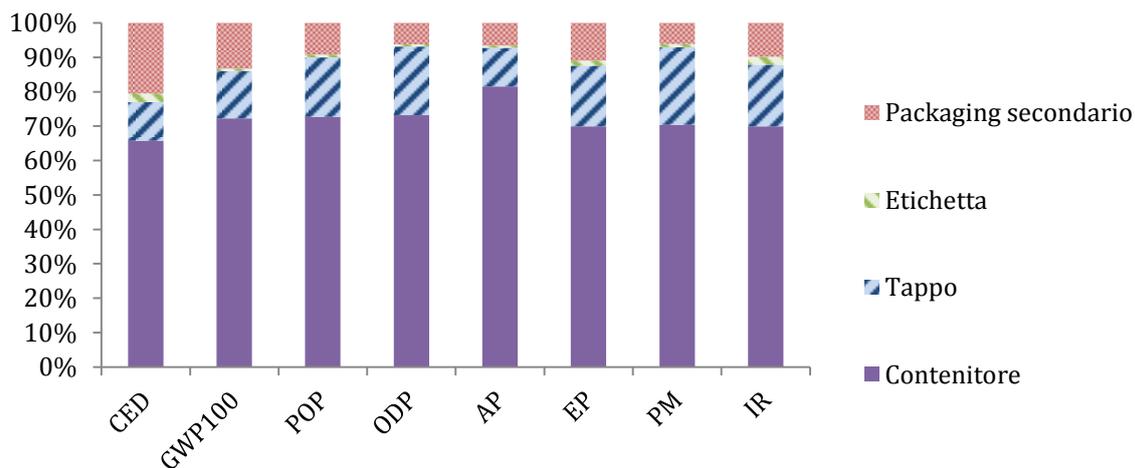


Figura 6: Contributo relativo dei diversi input all'impatto dei materiali di confezionamento.

Questi risultati sono in linea con lo studio pubblicato dal Glass Packaging Institute (The Glass Packaging Institute, 2010) relativamente alle due categorie analizzate dal suddetto studio, ossia il potenziale di riscaldamento globale e il consumo energetico.

Impatti del processo di trasporto

Il trasporto del prodotto finito dall'azienda di trasformazione al punto vendita è risultata essere la principale causa degli impatti del processo di trasporto (45%-50% in tutte le categorie), a causa dell'elevata distanza media (550 km) e dell'elevato peso di ciascuna unità funzionale (0.94 kg). Il trasporto dei materiali di packaging e degli altri input di processo all'azienda di trasformazione è responsabile del 28-33% del totale, il trasporto dei pomodori allo stabilimento di trasformazione incide per il 15-20% del totale e infine il 4-7% è causato dal trasporto degli input di coltivazione alle aziende agricole.

Analisi di sensibilità e conclusioni

L'analisi di sensibilità ha lo scopo di valutare come varia la sostenibilità ambientale del sistema al variare di alcune condizioni.

Il contenitore in vetro, come precedentemente riportato, è risultato essere la principale causa di impatto ambientale. Dato che la tendenza dei costruttori degli imballaggi in vetro è quella di realizzare contenitori sempre più leggeri, (Glass Packaging Institute, 2010) nel primo scenario considerato si è scelto di ridurre il peso del contenitore del 20%.

Il secondo scenario analizzato è relativo al trasporto del prodotto finito ai punti vendita. Siccome la tipologia dei clienti e la quantità di prodotto che questi ultimi ordinano varia anno per anno, si è

deciso di valutare la sensibilità del sistema nel caso in cui la distanza media tra azienda e punto vendita si riduca da 550 km a 400 km.

Gli ultimi due scenari analizzano potenziali miglioramenti relativi all'approvvigionamento e al consumo energetico. Vari studi dimostrano che l'utilizzo di energia elettrica prodotta con pannelli fotovoltaici rappresenta un'alternativa maggiormente sostenibile rispetto ai sistemi tradizionali di produzione energetica (Peng et al., 2013). Lo scenario 3 valuta la variazione dell'impatto complessivo del sistema nel caso in cui l'energia elettrica consumata dall'azienda venga prodotta tramite pannelli solari anziché essere prelevata dalla rete nazionale. Infine lo Scenario 4 valuta una possibile riduzione dei consumi di energia termica del processo di trasformazione, ipotizzando un decremento del 15% del consumi di gas naturale.

Lo scenario 1 è risultato quello in grado di apportare il miglioramento più significativo in termini di sostenibilità ambientale. Gli altri 3 scenari comportano miglioramenti inferiori, compresi in media tra il 2 e il 3%. I risultati dell'analisi sono visibili graficamente in Figura 7. La combinazione simultanea di tutti gli scenari comporterebbe un importante miglioramento, con una riduzione stimata degli impatti del 15% nel CED, 13% nel GWP100, 17% nel POP, 14% nell'ODP, 17% nell'AP, 5% nell'EP, 14% nel PMF e 12% nell'IR.

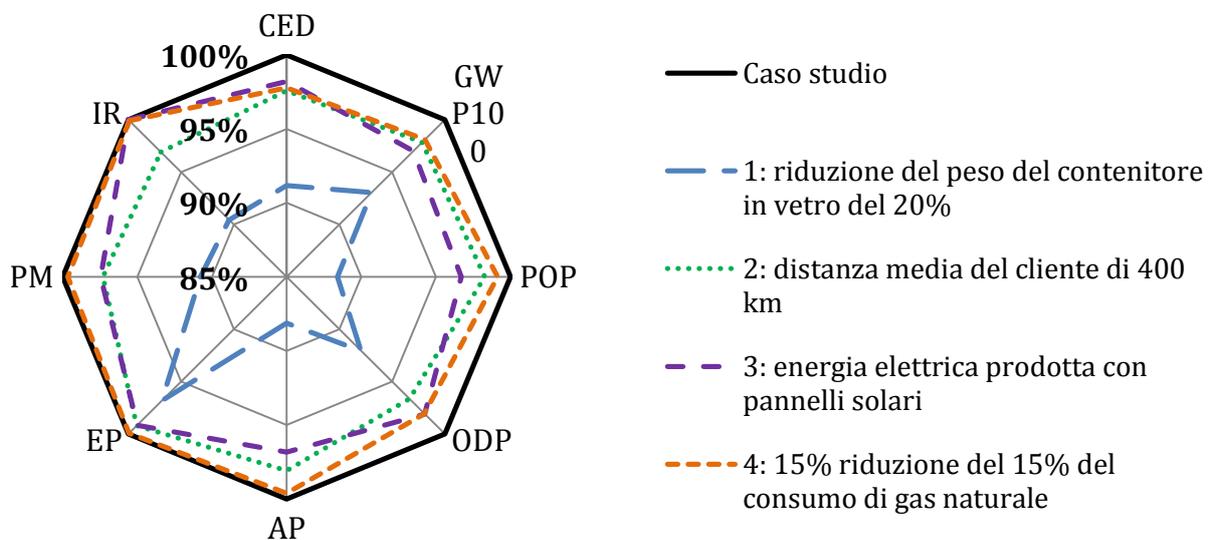


Figura 7: Riduzione percentuale degli impatti in ciascuno scenario valutato.

In conclusione, il presente caso studio, relativo alla quantificazione degli impatti ambientali associati al ciclo di vita di una confezione di passata di pomodoro da 700 g confezionata in vetro, ha evidenziato che il packaging rappresenta la principale causa di impatto ambientale. In particolare la vera causa dell'impatto è rappresentata dal contenitore in vetro, il cui peso molto elevato (193 g) e la grande richiesta energetica del processo di produzione ne determinano un impatto molto significativo. L'utilizzo di contenitori più leggeri aiuterebbe in modo significativo a migliorare il

profilo ambientale del prodotto. Per quanto riguarda la fase di coltivazione, questa è risultata apportare impatti significativi in tutte le categorie analizzate, dovuti principalmente all'utilizzo di fertilizzanti e alle emissioni che ne derivano e al diesel richiesto dalle attrezzature agricole. La fase di trasformazione provoca anch'essa impatti significativi, sebbene inferiori rispetto alla fase di coltivazione in tutte le categorie analizzate. I carichi ambientali principali sono associati al consumo di gas naturale ed energia elettrica delle varie fasi, in particolare la fase di concentrazione e pastorizzazione e quella di triturazione, scottatura e raffinazione. Le varie fasi di trasporto, raggruppate in un unico processo, hanno impatti significativi ma non elevatissimi dato il fatto che il mercato del prodotto analizzato è unicamente quello italiano e pertanto non si verificano trasporti su distanze molto estese.

CAPITOLO 4

LCA APPLICATA AL PROCESSO DI CONFEZIONAMENTO DI BEVANDE

L'industria delle bevande rappresenta a livello europeo un comparto molto significativo del settore agroalimentare contribuendo per il 15% del fatturato totale e per il 18% del valore aggiunto di tale settore. Poiché, come già detto in precedenza, il settore agroalimentare rappresenta il maggiore settore manifatturiero d'Europa (FoodDrinkEurope, 2012) è necessario attribuire un'attenzione particolare alla valutazione e al miglioramento della sua sostenibilità ambientale complessiva e di quella dei suoi segmenti.

In letteratura sono presenti molti studi che valutano la sostenibilità ambientale di prodotti alimentari e bevande, ma tra questi solo pochi hanno come oggetto di analisi le tecniche di stabilizzazione microbica e di confezionamento (Pardo e Zufia, 2012; Pasqualino et al., 2011). Nessuno degli studi presenti ha però come oggetto quello di confrontare processi alternativi di sterilizzazione e riempimento di bevande.

In questo capitolo è riportato un caso studio relativo al confronto degli impatti ambientali di due processi alternativi di confezionamento di bevande.

4.1 Analisi comparativa tra confezionamento a caldo e confezionamento asettico per bevande "high acid"

Obiettivo del presente studio è stato quello di confrontare, tramite l'applicazione del metodo LCA, gli impatti ambientali di due sistemi alternativi di sterilizzazione e confezionamento di bevande quali (i) il sistema di confezionamento a caldo e (ii) il sistema di confezionamento asettico. Le due tecnologie di riempimento considerate rappresentano due diverse alternative per il trattamento di bevande al fine di estenderne la shelf life (Bottani et al., 2011). Nel caso di prodotti definiti "high acid", ossia prodotti il cui pH è inferiore a 4.6 (FDA, 2013) come succhi e puree di frutta, i due metodi risultano essere comparabili e confrontabili in quanto entrambi sono in grado di garantire la "la sterilità commerciale" del prodotto. Per sterilità commerciale si intende l'assenza di microorganismi capaci di riprodursi e recare danni al prodotto nelle usuali condizioni di conservazione a temperatura ambiente (Codex Alimentarius, 1993).

Più in dettaglio, la presente analisi ha avuto come oggetto la valutazione dell'impatto ambientale associato alle tecnologie di confezionamento in hot filling e asettico utilizzando come prodotto di riferimento succo d'arancia in bottiglie di PET da 0.5 L.

I risultati della presente analisi sono stati pubblicati nell'articolo "Comparative Life Cycle Assessment of hot filling and aseptic packaging systems used for beverages" (Manfredi e Vignali, 2015).

4.1.1 Descrizione del sistema analizzato

I prodotti high acid possono essere confezionati in contenitori di PET mediante sistemi di riempimento a caldo e sistemi di confezionamento asettico, ottenendo in entrambi i casi il raggiungimento della sterilità commerciale.

Le linee di produzione di queste due alternative tecnologiche differiscono tra loro nel sistema di trattamento termico e confezionamento, mentre la restante parte della linea, che comprende etichettatrice, codificatore, trasportatori, sistemi di controllo dei livelli e fine linea, risulta essere la medesima. In questo paragrafo è riportata una descrizione degli elementi che divergono tra i due sistemi. È importante sottolineare fin da ora che nel caso di confezionamento a caldo, la cui temperatura di riempimento è superiore a 80 °C, i contenitori in PET devono essere rinforzati e pertanto tale tecnologia richiede bottiglie di spessori maggiori e conseguentemente più pesanti.

Riempimento a caldo

Il riempimento a caldo è un sistema di riempimento convenzionale il cui utilizzo nell'industria del food e del beverage è consolidato da tempo. Prodotti tipici processati con tale tecnologia sono marmellate, passate di pomodoro, tè e succhi di frutta. Il riempimento a caldo è in grado di conferire a questi prodotti la sterilità commerciale, garantendo una shelf life che varia dai 6 ai 12 mesi, paragonabile a quella ottenibile con il processo di riempimento in asettico.

Nel riempimento a caldo, il prodotto viene prima reso stabile microbiologicamente attraverso la pastorizzazione e in seguito viene riempito ancora caldo nella confezione. Le fasi di tale processo sono le seguenti:

- ✓ riscaldamento del prodotto in massa;
- ✓ riempimento a caldo;
- ✓ chiusura ermetica;
- ✓ mantenimento a caldo;
- ✓ raffreddamento.

In una linea di riempimento a caldo, il prodotto, dopo la preparazione, è pastorizzato in continuo per mezzo di scambiatori di calore di tipo tubo in tubo o a piastre, mediante acqua surriscaldata. L'acqua utilizzata per lo scambio termico è fatta ricircolare all'interno di un circuito chiuso per mezzo di pompe dedicate.

Il prodotto di riferimento dell'analisi (succo di arancia) viene pastorizzato ad una temperatura di circa 95°C mantenuta per 15 s.

Successivamente il prodotto viene incanalato verso il serbatoio di riempimento, generalmente posizionato vicino alla riempitrice, in quanto il suo scopo è quello di inviargli il prodotto quando richiesto. In molti casi, prima del riempimento, il prodotto viene parzialmente raffreddato poiché altrimenti causerebbe un danno irreversibile alla bottiglia in PET che, sebbene rinforzata, non è in grado di resistere alla temperatura di pastorizzazione. La temperatura di riempimento è generalmente compresa tra 82 e 90°C.

Quando si verificano malfunzionamenti che causano l'interruzione del processo di riempimento per brevi periodi, la bevanda viene fatta ricircolare e viene sottoposta nuovamente a riscaldamento, in modo tale da mantenere la temperatura impostata al fine di evitare possibili ricontaminazioni.

In seguito al riempimento, la confezione viene chiusa, capovolta e mantenuta in tale posizione per un periodo di circa 15 s per consentire la sterilizzazione dello spazio di testa e del tappo.

Successivamente il prodotto è inviato, mediante un nastro trasportatore, ad un tunnel, nel quale viene inizialmente mantenuto alla temperatura di riempimento per circa 1-2 minuti, al fine di garantire il raggiungimento della sterilità commerciale. Dopo questa fase, in una sezione successiva del tunnel, la bottiglia viene raffreddata mediante acqua fredda fornita da un chiller e spruzzata con ugelli che consentono di portare la temperatura del prodotto al di sotto dei 40°C.

Questa operazione è realizzata nel minor tempo possibile, in modo tale da consentire al contenitore di limitare la deformazione subita e di poter così riprendere la forma di partenza e al prodotto di limitare il danno termico, riducendo al minimo la degradazione delle vitamine e le reazioni di imbrunimento.

Infine, terminato il raffreddamento, il prodotto viene asciugato con getti di aria calda, etichettato, confezionato in scatole o fardelli e pallettizzato.

Riempimento aseptico

Il confezionamento in aseptico costituisce una metodologia di imbottigliamento ideale anche per quella categoria di prodotti particolarmente sensibili dal punto di vista batteriologico, quali prodotti definiti "low acid", che presentano valori di pH superiori a 4.6. Per questa tipologia di prodotti l'unica modalità che consente l'ottenimento della sterilità commerciale senza apportare eccessivo danno termico è il confezionamento aseptico. Tale tipologia di processo è però idonea anche per il trattamento di prodotti acidi.

In un processo asettico, sia la fase di riscaldamento che la fase di raffreddamento vengono realizzate sull'intero volume del fluido tramite scambiatori di calore. Il prodotto preparato viene inviato per mezzo di una pompa centrifuga nella prima sezione dello scambiatore di calore, dove subisce un processo di preriscaldamento ad opera del prodotto caldo che scorre in controcorrente. Successivamente il prodotto è sottoposto ad una fase di riscaldamento tramite la quale viene portato alla temperatura desiderata (di circa 95°C nel caso di prodotti acidi) mediante acqua surriscaldata, con lo stesso principio descritto per il sistema di riempimento a caldo.

Il prodotto è quindi mantenuto alla temperatura di pastorizzazione per circa 15 s all'interno di un tubo, definito "tubo di holding" e successivamente è inviato alla sezione di preraffreddamento, nella quale viene parzialmente raffreddato per scambio termico con il prodotto entrante (Wilbey, 2003). Nell'ultima sezione il prodotto viene raffreddato fino ad essere portato alla temperatura ambiente mediante scambio termico con acqua fredda fornita da un chiller, quindi è inviato alla riempitrice. La possibilità di utilizzare il prodotto alimentare caldo, che necessita di essere raffreddato, per il preriscaldamento del prodotto in ingresso, consente di ridurre il consumo energetico del sistema. Nel confezionamento asettico, poiché la fase di riempimento avviene a temperatura ambiente, non è più possibile sterilizzare il contenitore utilizzando il calore del prodotto. Nella maggior parte dei casi, la sterilizzazione di tappo e contenitore è ottenuta attraverso il contatto per un certo intervallo di tempo con una soluzione opportuna e attraverso un successivo risciacquo mediante acqua sterile, per eliminare ogni traccia degli sterilizzanti. Gli agenti sterilizzanti maggiormente impiegati sono acido peracetico e perossido di idrogeno (Ansari e Datta, 2003).

Il confezionamento asettico avviene solitamente in un monoblocco che comprende le fasi di sterilizzazione, riempimento, risciacquo e tappatura. Tale monoblocco è definito "zona asettica" in quanto al suo interno sono mantenute condizioni di contaminazione controllata, in conformità con i requisiti ISO (ISO 14644-1, 2001), al fine di creare un ambiente pulito, che garantisca condizioni igieniche ritenute idonee per prevenire la possibile ricontaminazione del prodotto. La sterilità della zona asettica è ottenuta mediante l'applicazione di una lieve sovrappressione rispetto ai locali adiacenti a minor grado di pulizia e l'utilizzo di gruppo isolatori. Tali gruppi sono composti da filtri del tipo "High Efficiency Particulate Air" (HEPA) che garantiscono una efficienza del 99.97% nel trattenere particelle di diametro inferiore a 0.3 µm e da tenute idrauliche, nelle quali viene fatta circolare una soluzione chimica sterile per impedire la possibilità di contaminazione. L'operazione di sterilizzazione della zona asettica avviene per mezzo degli stessi agenti chimici utilizzati per la decontaminazione dei contenitori, quali acido peracetico e perossido di idrogeno.

4.1.2 Definizione degli obiettivi

La presente analisi si è posta due principali finalità: la prima è stata quella di analizzare gli impatti ambientali del ciclo produttivo e dei materiali di imballaggio dei sistemi di confezionamento in hot filling e in asettico; la seconda è stata quella di confrontare la sostenibilità ambientale delle due tecnologie al fine di determinare quella che risulti essere maggiormente ecosostenibile.

L'*unità funzionale*, che rappresenta l'unità di riferimento dello studio LCA (ISO 14040, 2006), è la singola bottiglia di succo d'arancia in PET da 0.5 L, prodotto di riferimento della categoria "acid beverage".

I *confini del sistema* dell'analisi comprendono il trattamento termico del prodotto, la soffiatura delle bottiglie, il processo di riempimento, la tappatura, l'etichettatura, le operazioni di confezionamento del packaging secondario e terziario; è inoltre considerato il ciclo di vita dei materiali di confezionamento, a partire dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento finale. In Figura 8 sono riportati i confini dei due sistemi analizzati.

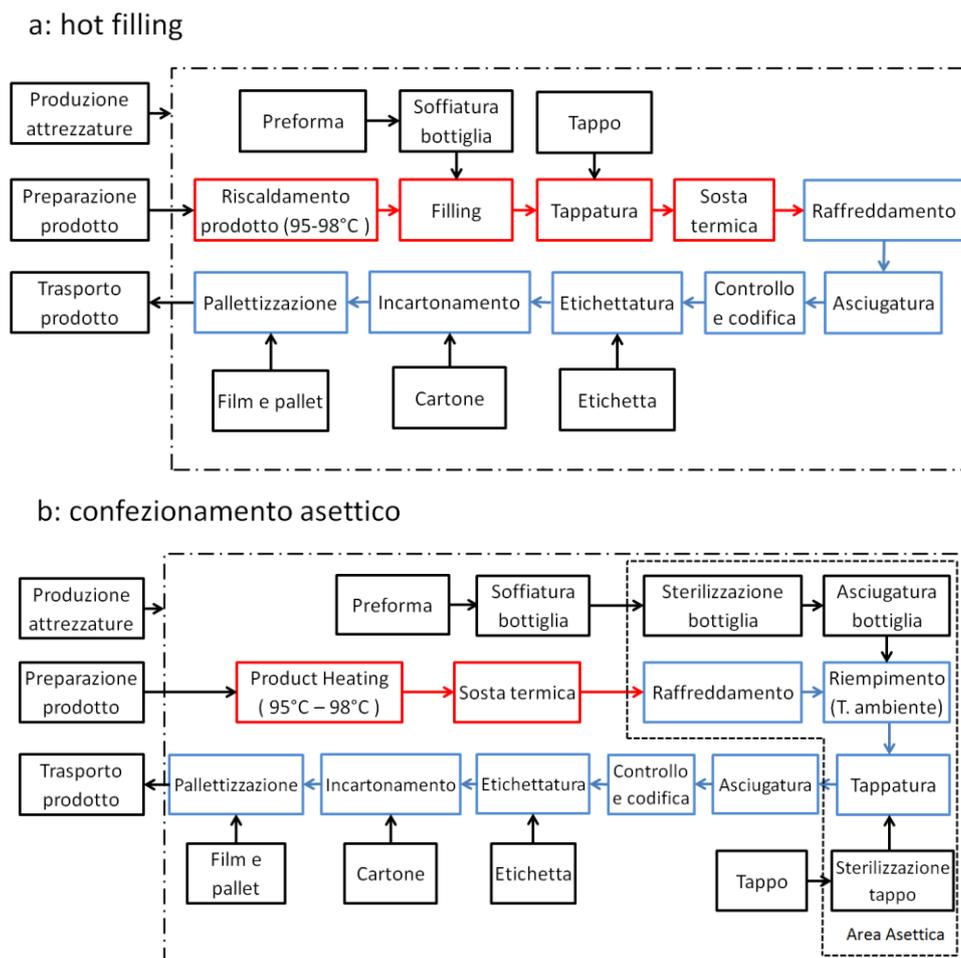


Figura 8: Diagramma di flusso e confini del sistema del processo di confezionamento in hot filling e del processo di confezionamento in asettico (i riquadri in blu indicano fasi che avvengono a basse temperature, tipicamente temperatura ambiente; i riquadri rossi indicano fasi che avvengono ad alte temperature).

Le fasi di preparazione del prodotto e tutte le operazioni di trasporto rimangono fuori dai confini del sistema, in quanto tali processi sono equivalenti per le due tecnologie e inoltre, essendo il presente studio una analisi comparativa, la loro valutazione non apporta informazioni rilevanti.

Infine, il ciclo di vita delle attrezzature è escluso dai confini del sistema poiché ritenuto trascurabile, in conformità con quanto riportato nelle prescrizioni dell'ILCD handbook (European Commission's Joint Research Centre, 2010).

4.1.3 Analisi di inventario

In questo paragrafo sono riportate le informazioni relative all'analisi di inventario dei due sistemi analizzati.

I dati relativi agli input e agli output dei sistemi di confezionamento e al packaging sono dati primari forniti da una azienda della provincia di Parma. Tali dati sono stati raccolti per mezzo di questionari e interviste personali e sono riferiti all'anno 2013.

La quasi totalità dei dati secondari utilizzati è stata ricavata dalla banca dati Ecoinvent v2.2 (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010), facendo ricorso a inventari rappresentativi della situazione europea. Nei pochi casi di processi non presenti in Ecoinvent, si è fatto ricorso alla letteratura scientifica, come successivamente spiegato in modo dettagliato.

Processo di confezionamento

La produzione oraria per entrambi i processi di confezionamento è di 36,000 bottiglie/ora, con un tempo medio di produzione continua di 120 ore prima di procedere con il ciclo di sanificazione e lavaggio dell'impianto. I parametri di processo fanno riferimento ad una linea di produzione di capacità medio-alta per il confezionamento di prodotti acidi.

I principali input del processo di confezionamento sono i seguenti:

- ✓ energia elettrica, necessaria per l'alimentazione di tutte le attrezzature e per il raffreddamento dell'acqua utilizzata per lo scambio termico;
- ✓ aria compressa, utilizzata per la regolazione delle elettrovalvole dell'impianto;
- ✓ vapore di caldaia, utilizzato per riscaldare il prodotto durante il processo di pastorizzazione, per le operazioni di Cleaning in Place (CIP) e per la sterilizzazione dei tappi per quanto riguarda il processo asettico;
- ✓ agenti chimici per sterilizzare il contenitore e il tappo, nel caso di confezionamento asettico.

Per la compilazione dei dati di inventario relativi ai processi sopra elencati sono stati utilizzati i processi di Ecoinvent, i cui dati sono riportati rispettivamente nei report di Frischknecht et al. (2007), Zah e Hirschler (2007) e Steiner e Frischknecht (2007).

Tutti gli input relativi ai due processi di confezionamento, comprensivi anche delle fasi di manutenzione, sono riportati in Tabella 7.

| Input | Unità di misura | Hot filling | Asettico |
|-----------------------------|------------------------|--------------------|-----------------|
| Elettricità | kWh | 0.0204 | 0.0285 |
| Vapore | kg | 0.0844 | 0.0270 |
| Aria compressa a 7 bar | Nm ³ | 0.00273 | 0.0108 |
| Acqua | L | 0.0881 | 0.0706 |
| Azoto gassoso | Nm ³ | - | 0.00278 |
| Acido Peracetico (15%) | kg | - | 5.83E-05 |
| Perossido di idrogeno (35%) | kg | - | 0.000272 |
| Sodium hydroxide (33%) | kg | 1.042E-05 | 1.39E-05 |

Tabella 7: Input del processo di confezionamento in hot filling e del processo di confezionamento in asettico.

Il sistema di confezionamento in asettico richiede una minore quantità di energia termica necessaria per il processo di pastorizzazione, che si ripercuote in una minore richiesta di vapore. Questo è dovuto alla possibilità di recuperare parte del calore del prodotto in uscita dal processo per preriscaldare il prodotto freddo entrante. Tale recupero non è invece possibile nel sistema in hot filling in quanto, in questo secondo caso, il prodotto è inviato ancora caldo alla fase di riempimento.

Al contrario, il confezionamento asettico richiede una maggiore quantità di energia elettrica, principalmente a causa dei consumi richiesti per il funzionamento delle apparecchiature installate sul monoblocco, atte al mantenimento delle condizioni di asepsi all'interno della camera. In particolare, i maggiori responsabili dell'elevato consumo di energia elettrica sono i filtri HEPA, che consentono di limitare la contaminazione dell'aria in ingresso, e i ventilatori, che consentono di inserire, far ricircolare e scaricare l'aria all'interno della camera, al fine di creare una barriera di aria sterile laminare e la sovrappressione desiderata.

Nel sistema di confezionamento asettico è inoltre necessario l'utilizzo di sostanze chimiche per i processi di sterilizzazione. In particolare, si utilizza una miscela di perossido di idrogeno (H₂O₂ al 35%) e acido peracetico (PAA al 15%, H₂O₂ al 15% e acido acetico al 30%) per la sterilizzazione della confezione e del tappo, mentre azoto sterile allo stato gassoso è utilizzato sia durante la fase di tappatura per evitare il contatto tra prodotto e ossigeno sia all'interno del serbatoio di alimentazione della riempitrice per creare sovrappressione che funga da barriera sterile necessaria per evitare la ricontaminazione del prodotto.

Il processo di sanificazione dell'impianto, che viene eseguito ogni qual volta si interrompe la produzione, è realizzato mediante acido peracetico e idrossido di sodio nel caso di confezionamento asettico e mediante il solo idrossido di sodio nel caso di riempimento a caldo.

I dati di inventario relativi all'azoto, al perossido di idrogeno e all'idrossido di sodio sono stati ottenuti da Althaus et al. (2007). All'interno di Ecoinvent non è invece presente alcun inventario relativo all'acido peracetico. Per poter valutare l'impatto di tale componente si è analizzato il processo di produzione dello stesso a partire dai suoi reagenti: l'acido peracetico è ottenuto per reazione chimica tra l'acido acetico e il perossido di idrogeno (Solvay, 2013). Le quantità di energia elettrica e vapore necessari durante la suddetta reazione sono stati ottenuti dallo studio di Kim e Overcash (2003), mentre gli inventari dei reagenti sono contenuti anch'essi nel report di Althaus et al. (2007).

Materiali di imballaggio

In questa analisi sono considerati tutti i materiali di confezionamento. L'unica differenza tra le due alternative di confezionamento è il peso della bottiglia. Il PET, infatti, presenta problemi di rammollimento se portato a temperature dell'ordine dei 70°C o superiori, a causa della sua bassa temperatura di transizione vetrosa (69°C). Per tale motivo le bottiglie in PET destinate al confezionamento a caldo devono essere rinforzate e, nel caso di bottiglie da 0.5 L, il peso medio di quelle per applicazione hot filling è attualmente di circa 24 g, contro i 16 g di quelle destinate al riempimento asettico.

| Componente | Materiale | Hot filling (g) | Asettico (g) |
|-------------------|------------------|------------------------|---------------------|
| Bottiglia | PET | 24 | 16 |
| Cap | HDPE | 3.1 | 3.1 |
| Etichetta | PET | 1.15 | 1.15 |
| Film per vassoio | LDPE | 2 | 2 |
| Film per pallet | LDPE | 0.2 | 0.2 |
| Interfalda | PP | 2.7 | 2.7 |

Tabella 8: Dati di inventario dei materiali di confezionamento in hot filling e asettico.

In Tabella 8 sono riportati i materiali di confezionamento utilizzati con i rispettivi pesi.

I dati di inventario relativi ai materiali di confezionamento e ai processi di produzione degli stessi, quali il processo di iniezione della preforma della bottiglia e il processo di estrusione per la produzione del tappo, sono stati ottenuti dal report di Hischier (2007). Per quanto riguarda il processo di iniezione della preforma, si è deciso di modificare il dato relativo al consumo elettrico, sostituendo il valore riportato nell'inventario (1.48 kWh/kg) con un dato primario fornito dall'azienda che ha supportato l'analisi (0.5 kWh/kg).

Infine è stato valutato l'impatto relativo al fine vita dei materiali considerando lo scenario di fine vita relativo al contesto europeo. Per quanto riguarda il PET, la percentuale di materiale inviata al

riciclo in Europa è stata ottenuta da Petcore Europe (Petcore, 2013), mentre le percentuali relative all'incenerimento e allo smaltimento in discarica sono stati utilizzati i dati forniti da Doka (2009). I dati relativi alle percentuali di fine vita dei materiali plastici sono stati ricavati da Plastics Europe (2012) e le linee guida del software SimaPro 7.3 sono state seguite per valutare l'impatto dei diversi trattamenti.

Metodo di analisi degli impatti

L'analisi degli impatti ambientali di questo studio è stata realizzata utilizzando il metodo ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) sviluppato a partire dai metodi Ecoindicator 99 e CLM. Tale metodo è sempre più spesso utilizzato per la valutazione del ciclo di vita di prodotti e sistemi produttivi in quanto considera le principali categorie di impatto ambientale suggerite dall'ILCD handbook (European Commission's Joint Research Centre, 2011) e utilizza fattori di caratterizzazione aggiornati e scientificamente riconosciuti.

Il metodo dispone di tre possibili approcci per valutare l'orizzonte temporale a cui fanno riferimento gli impatti: individualista (I), gerarchico (H) ed egualitario (E). Si è scelto di utilizzare la prospettiva gerarchica in quanto è considerata l'approccio più equilibrato tra i tre proposti.

In questa analisi sono stati selezionati 15 indicatori midpoint, quali: (i) riscaldamento globale, (ii) riduzione dello strato di ozono stratosferico, (iii) acidificazione terrestre, (iv) eutrofizzazione di acqua dolce, (v) eutrofizzazione marina, (vi) tossicità umana, (vii) formazione di ossidanti fotochimici, (viii) formazione di particolato, (ix) ecotossicità terrestre, (x) ecotossicità in bacini di acqua dolce, (xi) ecotossicità marina, (xii) radiazioni ionizzanti, (xiii) impoverimento della risorsa idrica, (xiv) esaurimento di metalli ed (xv) esaurimento di risorse fossili.

4.1.3 Analisi degli impatti e conclusioni

In prima analisi è riportato il confronto tra gli impatti ambientali dei due sistemi unicamente associati alla fase industriale di trattamento termico e confezionamento, tralasciando momentaneamente gli impatti associati al ciclo di vita del packaging.

I risultati, riportati in Tabella 9, indicano che il sistema di confezionamento in asettico ha impatti maggiori nelle categorie acidificazione terrestre, eutrofizzazione di acqua dolce e marina, formazione di particolato, radiazioni ionizzanti ed esaurimento di metalli, mentre il sistema di riempimento a caldo risulta più impattante nelle nove categorie rimanenti. In generale la differenza non è risultata essere particolarmente significativa.

| Categoria di impatto | Unità di misura | Hot filling | Asettico |
|---------------------------------------|-------------------------|--------------------|-----------------|
| Riscaldamento globale | kg CO ₂ eq. | 3.16E-02 | 2.54E-02 |
| Riduzione dello strato di ozono | kg CFC-11 eq. | 3.31E-09 | 1.80E-09 |
| Acidificazione terrestre | kg SO ₂ eq. | 8.98E-05 | 9.10E-05 |
| Eutrofizzazione di acqua dolce | kg P eq. | 1.41E-06 | 2.19E-06 |
| Eutrofizzazione marina | kg N eq. | 1.64E-06 | 1.77E-06 |
| Tossicità umana | kg 1,4-DB eq. | 1.63E-03 | 1.53E-03 |
| Formazione di ossidanti fotochimici | kg NMVOC | 5.12E-05 | 4.88E-05 |
| Formazione di particolato | kg PM10 eq. | 2.83E-05 | 2.89E-05 |
| Ecotossicità terrestre | kg 1,4-DB eq. | 3.39E-06 | 3.00E-06 |
| Ecotossicità in bacini di acqua dolce | kg 1,4-DB eq. | 5.09E-06 | 4.20E-06 |
| Ecotossicità marina | kg 1,4-DB eq. | 2.91E-05 | 2.04E-05 |
| Radiazioni ionizzanti | kg U ₂₃₅ eq. | 3.17E-03 | 4.96E-03 |
| Impoverimento della risorsa idrica | m ³ | 3.14E-04 | 2.70E-04 |
| Esaurimento di metalli | kg Fe eq. | 6.31E-04 | 8.84E-04 |
| Esaurimento di risorse fossili | kg petrolio eq. | 1.04E-02 | 7.54E-03 |

Tabella 9: Analisi degli impatti del processo di confezionamento.

I due input che maggiormente contribuiscono all'impatto complessivo in entrambi i casi sono il consumo di energia elettrica ed il consumo di energia termica.

In seconda analisi è stato considerato anche l'impatto ambientale del packaging, la cui valutazione è risultata essere determinante al fine del confronto tra i due sistemi. In Tabella 10 sono riportati gli impatti ambientali complessivi dei due sistemi, evidenziando anche il contributo percentuale dei due aspetti analizzati, vale a dire l'impatto della fase industriale e dei materiali di confezionamento.

| Categoria di Impatto | Unità di misura | Hot filling | | | Asettico | | |
|---------------------------------------|-------------------------|--------------------|-------------------------|------------------|-----------------|-------------------------|------------------|
| | | Totale | Fase di processo | Packaging | Totale | Fase di processo | Packaging |
| Riscaldamento globale | kg CO ₂ eq. | 1.12E-01 | 28% | 72% | 8.71E-02 | 29% | 71% |
| Riduzione dello strato di ozono | kg CFC-11 eq. | 2.84E-07 | 1% | 99% | 1.90E-07 | 1% | 99% |
| Acidificazione terrestre | kg SO ₂ eq. | 3.23E-04 | 28% | 72% | 2.70E-04 | 34% | 66% |
| Eutrofizzazione di acqua dolce | kg P eq. | 4.14E-06 | 34% | 66% | 4.18E-06 | 52% | 47% |
| Eutrofizzazione marina | kg N eq. | 9.32E-06 | 18% | 82% | 7.46E-06 | 24% | 76% |
| Tossicità umana | kg 1,4-DB eq. | 8.99E-03 | 18% | 82% | 6.68E-03 | 23% | 77% |
| Formazione di ossidanti fotochimici | kg NMVOC | 2.92E-04 | 18% | 83% | 2.29E-04 | 21% | 79% |
| Formazione di particolato | kg PM10 eq. | 8.47E-05 | 33% | 67% | 7.44E-05 | 39% | 61% |
| Ecotossicità terrestre | kg 1,4-DB eq. | 7.79E-06 | 44% | 56% | 6.22E-06 | 48% | 52% |
| Ecotossicità in bacini di acqua dolce | kg 1,4-DB eq. | 8.49E-05 | 6% | 94% | 5.96E-05 | 7% | 93% |
| Ecotossicità marina | kg 1,4-DB eq. | 1.26E-04 | 23% | 77% | 8.73E-05 | 23% | 77% |
| Radiazioni ionizzanti | kg U ₂₃₅ eq. | 2.87E-02 | 11% | 89% | 2.24E-02 | 22% | 78% |
| Impoverimento della risorsa idrica | m ³ | 4.55E-04 | 69% | 31% | 3.81E-04 | 71% | 29% |
| Esaurimento di metalli | kg Fe eq. | 2.02E-03 | 31% | 69% | 1.89E-03 | 47% | 53% |
| Esaurimento di risorse fossili | kg petrolio eq. | 7.99E-02 | 13% | 87% | 5.72E-02 | 13% | 87% |

Tabella 10: Analisi degli impatti complessiva dei due sistemi di confezionamento.

Quello che si evince dai dati riportati e che si può apprezzare graficamente da Figura 9, è che il contributo del packaging determina un maggiore impatto ambientale del sistema di riempimento a caldo in tutte le categorie di impatto, in media di circa il 20%, ad esclusione della categoria eutrofizzazione di acqua dolce rispetto alla quale gli impatti sono sostanzialmente equivalenti.

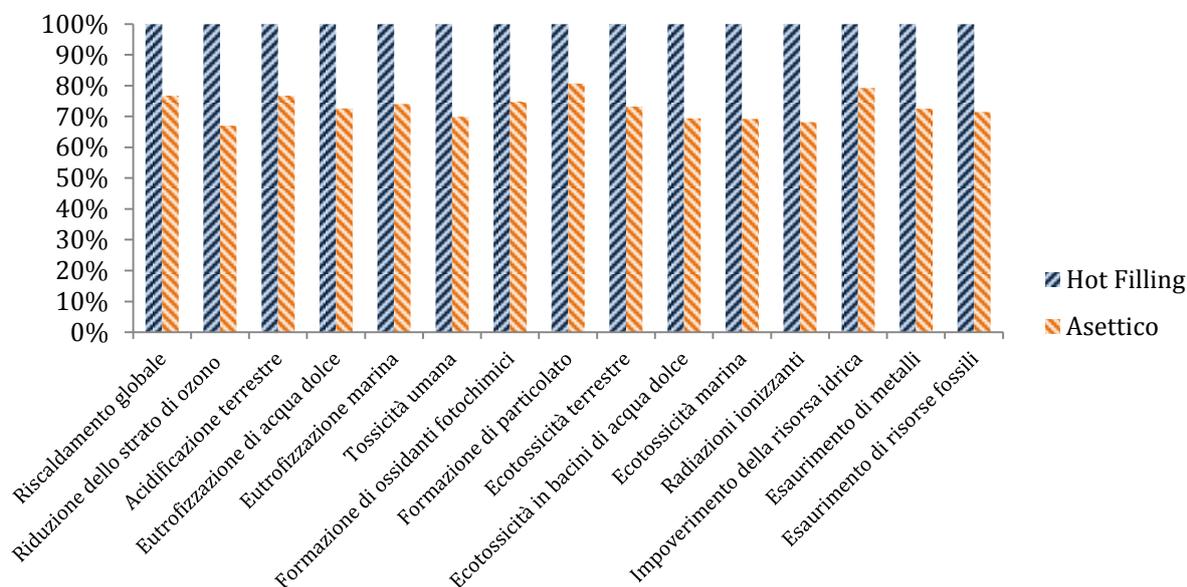


Figura 9: Confronto tra gli impatti totali dei due sistemi di confezionamento.

Il contributo del packaging è risultato determinante in quanto incide sull’impatto complessivo in modo molto maggiore rispetto alle fasi di trattamento termico e confezionamento del prodotto. Infatti, l’impatto del packaging è in media circa il 75% del totale nel caso di riempimento a caldo e circa il 70% del totale nel caso di riempimento in asettico.

Inoltre, tra i diversi materiali di confezionamento considerati, la bottiglia in PET è l’elemento che apporta il più elevato carico ambientale, contribuendo a oltre l’80% dell’impatto totale associato ai materiali di confezionamento nel caso dell’imballaggio confezionato in hot filling e a circa il 75% nel caso di imballaggio confezionato in asettico.

Pertanto la differenza in termini di peso della bottiglia in PET riempita a caldo (24 g) rispetto la bottiglia riempita in asettico (16 g) risulta decisiva, allo stato dell’arte delle due tecnologie, per decretare la maggiore sostenibilità ambientale del riempimento in asettico rispetto al riempimento a caldo. In questa analisi non è stato valutato l’impatto ambientale associato allo spreco alimentare che si genera in fase di produzione, durante la catena distributiva e in fase di consumo finale, in quanto i due sistemi di confezionamento garantiscono al prodotto una shelf life paragonabile e pertanto non hanno influenza sulla quantità di spreco alimentare che si verifica.

CAPITOLO 5

RIDUZIONE DEL *FOOD WASTE*

Il fenomeno dello spreco alimentare ha avuto origine con il sistema economico moderno e caratterizza gli attuali modelli di industrializzazione in maniera capillare e consistente sin dagli anni del boom economico (Segrè e Falasconi, 2011). Esistono varie definizioni di spreco alimentare ma ad oggi nessuna di queste è stata adottata a livello internazionale. Una prima definizione di food waste è stata data dalla FAO e comprende qualsiasi sostanza sana e commestibile che, invece di essere destinata al consumo umano, viene sprecata, persa, degradata o consumata da parassiti in ogni fase della filiera agroalimentare (FAO, 2011).

Il fenomeno dello spreco alimentare è stato per lungo tempo non considerato un problema rilevante e solo negli ultimi anni, sotto la pressione della crisi economica e con la preoccupazione del cambiamento climatico, è stato oggetto di maggiore attenzione. L'entità dello spreco alimentare a livello mondiale è davvero impressionante: si stima infatti che circa un terzo del cibo prodotto per il consumo umano, corrispondente a circa 1.3 miliardi di tonnellate, viene complessivamente sprecato, considerando le diverse fasi della filiera agroalimentare e la fase di consumo domestica (FAO, 2011). Da questi numeri si capisce la portata del problema, che rappresenta in primis uno scandalo etico-sociale, considerando che ancora oggi nel mondo oltre 800 milioni di persone sono soggette a denutrizione cronica (FAO, 2014) e che la denutrizione causa ogni anno la morte di circa 2.5 milioni di bambini (WHO, 2012).

Il problema del food waste, oltre a tali ripercussioni, comporta anche importanti conseguenze ambientali. Infatti, il ciclo di vita degli sprechi alimentari è causa importante di consumo di risorse ed emissioni in acqua, aria e suolo in tutte le fasi della catena di produzione e fornitura.

A conferma di questo, il Carbon Footprint globale generato dai rifiuti alimentari è stato stimato di 3.3 Gt di CO₂ equivalente, senza tenere conto delle emissioni derivanti dal cambiamento di utilizzo del suolo, risultando inferiore soltanto alle emissioni generate da Stati Uniti e Cina (FAO, 2013); inoltre la Water Footprint degli sprechi alimentari è calcolata in circa 250 km³, equivalente allo scarico idrico annuale del fiume Volga, a tre volte il volume del lago di Ginevra e superiore all'impronta idrica di tutti i paesi del mondo (FAO, 2013); infine, la produzione di generi alimentari non consumati richiede l'occupazione di quasi 1.4 miliardi di ettari di terreno che rappresentano il 30% della superficie coltivabile mondiale (FAO, 2013).

Molteplici sono le cause degli sprechi alimentari, che si differenziano in modo significativo da paese a paese. In generale nei paesi in via di sviluppo le perdite più significative sono concentrate nelle prime fasi della filiera agroalimentare e sono principalmente dovute ai limiti delle tecniche di

coltivazione, raccolta e conservazione e alla mancanza di adeguate infrastrutture per il trasporto e l'immagazzinamento (BCFN, 2012). Nei Paesi industrializzati la quota maggiore degli sprechi avviene nelle fasi finali della filiera agroalimentare, quali il consumo domestico e la ristorazione (BCFN, 2012). È importante sottolineare inoltre che l'ammontare pro-capite degli sprechi alimentari varia molto tra i vari paesi del mondo e che i paesi più sviluppati sono responsabili della maggiore quantità di food waste. Gli sprechi medi pro-capite in Europa e Nord America ammontano a circa 280-300 kg di prodotti all'anno, di cui 95-115 sono sprecati in fase di consumo, mentre la perdita annuale di cibo nell'Africa sub-sahariana e nel Sud e Sud-Est asiatico è di 120-170 kg per abitante, di cui solo 6-11 kg sono sprecati nella fase di consumo (FAO, 2011).

La questione degli sprechi alimentari, data la sua grande complessità, deve essere affrontata tramite un approccio integrato a livello istituzionale, di ricerca e di filiera. Il tema deve entrare sempre di più come priorità nell'agenda politica e negli ultimi anni da questo punto di vista alcuni provvedimenti sono stati adottati. Tra le iniziative politiche, nel 2010 è stata presentata al Parlamento Europeo la dichiarazione congiunta contro lo spreco alimentare (Joint declaration against food waste, 2010), sulla base della quale è stata elaborata la "Relazione su come evitare lo spreco di alimenti: strategie per migliorare l'efficienza della catena alimentare nell'UE" (European Parliament, 2011), approvata dal Parlamento Europeo nel 2012. Tale relazione rappresenta una iniziativa non legislativa finalizzata a sensibilizzare la Commissione, il Consiglio e gli Stati membri al fine di rendere la lotta allo spreco alimentare una priorità all'interno dell'agenda politica europea.

In Italia è stato avviato dal Ministero dell'Ambiente il Piano nazionale di prevenzione dello spreco alimentare e nel giugno del 2014, in occasione della Giornata Mondiale dell'Ambiente, è stato presentato un decalogo per ridurre lo spreco in Italia. L'esposizione Universale che si terrà questo anno a Milano ha come tema "Nutrire il Pianeta, Energia per la Vita"; all'interno di tale evento il tema della riduzione dello spreco alimentare rappresenta uno degli elementi cardine. Anche a livello di ricerca scientifica nuove ricerche si stanno effettuando finalizzate alla riduzione di questo problema.

In questo capitolo di tesi sono riportati due casi studio relativi alla valutazione della sostenibilità ambientale di applicazioni che consentono di ridurre gli sprechi alimentari. Il primo studio valuta la sostenibilità ambientale dell'implementazione della tecnologia RFID nella gestione logistica di prodotti freschi, la cui applicazione consente di ottimizzare le politiche di riordino con la conseguente riduzione degli sprechi alimentari a livello di punto vendita. Il secondo studio è relativo all'applicazione di un coating antimicrobico a contatto con gli alimenti che consente di prolungare la durata della vita dei prodotti dopo l'apertura della confezione, consentendo, anche in questo caso, di diminuire l'incidenza dello spreco alimentare.

In entrambi i casi studio è stato utilizzato come prodotto di riferimento il latte fresco e sono stati confrontati gli impatti ambientali sorgenti, conseguenti all'introduzione di nuovi sistemi, con gli impatti ambientali cessanti che derivano dalla riduzione del food waste, al fine di determinare la sostenibilità ambientale di tali applicazioni.

5.1 Analisi LCA relativa all'applicazione della tecnologia RFID per la gestione logistica di prodotti freschissimi

Obiettivo del presente studio è la valutazione della sostenibilità ambientale dell'applicazione del sistema RFID (Radio Frequency Identification) nella gestione logistica di prodotti freschi di largo consumo.

La tecnologia RFID è una delle tecnologie emergenti che vengono utilizzate da organizzazioni quali produttori, distributori, rivenditori, operatori logistici, ospedali e biblioteche (Lee e Lee, 2010). I suoi benefici principali sono la riduzione dei costi attraverso il contenimento delle perdite di merce lungo la supply chain, la riduzione dei tempi di ispezione e del costo del lavoro impiegato nelle operazioni di gestione delle scorte e il miglioramento dell'accuratezza delle informazioni relative alle scorte.

In letteratura scientifica sono presenti pochissimi studi di valutazione della sostenibilità ambientale della tecnologia RFID. Tra questi, lo studio di Kanth et al. (2012a) ha analizzato l'impatto ambientale del processo di fabbricazione di antenne per tag RFID, valutandone anche gli aspetti di potenziale tossicità. Gli stessi autori hanno realizzato uno studio relativo alla gestione del fine vita di tag stampati su substrato a base carta e su substrato a base polimerica al fine di determinare quale delle due alternative sia più ecosostenibile (Kanth et al., 2012b). Gli studi sopra citati sono tuttavia relativi ad alcuni aspetti specifici del ciclo di vita del tag o di un suo componente particolare. Nessuno di questi studi ha però analizzato il ciclo di vita completo del tag e i benefici ambientali che esso determina.

La principale ripercussione positiva per l'ambiente come conseguenza dell'introduzione del sistema RFID nella gestione logistica di prodotti alimentari è associata alla riduzione degli scarti (demarque), e quindi degli impatti associati al ciclo di vita degli stessi. Il prodotto alimentare scelto come riferimento è il latte fresco e nell'ultima sezione dello studio si è confrontato l'impatto associato al ciclo di vita dei tag RFID con l'impatto evitato come conseguenza della riduzione dello spreco di tale alimento.

I risultati della presente analisi sono stati pubblicati nell'articolo "Life cycle assessment of RFID implementation in the fresh food supply chain" (Bottani et al., 2014).

5.1.1 Descrizione del sistema analizzato

La tecnologia RFID sfrutta le leggi che regolano i fenomeni di propagazione delle onde elettromagnetiche nelle comunicazioni radio per identificare e/o memorizzare dati in maniera automatica su oggetti, animali o persone. Tale tecnologia si basa sulla capacità di memorizzazione di dati da parte di particolari etichette elettroniche, chiamate tag, e sulla capacità di queste di rispondere all'interrogazione a distanza da parte di appositi apparati chiamati reader.

I tre componenti principali sono il tag RFID, il reader ed il sistema di gestione.

Il tag RFID è un dispositivo elettronico di piccole dimensioni, costituito da un circuito integrato (chip) sul quale possono essere immagazzinate informazioni relative al prodotto a cui viene applicato e da una antenna che consente di comunicare e di condividere le informazioni con altri dispositivi. I tag possono essere classificati in tre tipologie principali: i tag passivi sono quelli che usano come fonte di energia quella del campo creato dal lettore stesso e hanno generalmente una portata che può arrivare ad alcuni metri; i tag semi-passivi utilizzano una batteria che gli consente di funzionare a distanze anche di alcune decine di metri ma non hanno un trasmettitore integrato; i tag attivi sono dotati sia di batteria, sia di trasmettitore e sono in grado di operare a distanze di diverse centinaia di metri. I tag utilizzati per la gestione della logistica sono generalmente di tipo passivo.

Il reader è un vero e proprio ricetrasmittente in grado di leggere e filtrare le informazioni contenute nei tag mediante l'instaurarsi di un dialogo su base domanda/risposta. Il reader è composto da una unità di controllo che permette di gestire l'interrogazione dei tag che entrano nel campo di azione, la gestione delle collisioni tra i messaggi di risposta dei vari tag e l'interfacciamento con i sistemi informativi aziendali e dalle antenne che sono le reali interfacce fisiche fra l'unità di controllo e i tag.

Infine, il sistema di gestione consente di ricavare, gestire ed organizzare tutte le informazioni disponibili associate agli oggetti, contenute all'interno della memoria del tag applicato. Il sistema si appoggia su server che hanno la funzione di raccogliere in modo strutturato e rendere visibili al resto del sistema informativo aziendale l'insieme delle informazioni raccolte dal reader.

La tecnologia RFID ha avuto grande sviluppo negli ultimi anni per la gestione logistica delle merci in quanto presenta importanti vantaggi rispetto alle tradizionali tecnologie quali codici a barre e bande magnetiche. Tra gli altri vantaggi, essa consente di leggere i dati a distanza, permette di aggiungere informazioni relative al prodotto cui è applicata, ha tempi di scambio informazioni

molto rapidi e può gestire comunicazioni sia in chiaro che cifrate. L'utilizzo della tecnologia RFID nella gestione di prodotti alimentari deperibili per i magazzini dei centri di distribuzione e dei punti vendita favorisce la riduzione della quantità degli sprechi, poiché consente di migliorare l'applicazione della politica FEFO (First Expiring First Out) che prevede di gestire per primi gli item più vicini alla data di scadenza.

Il punto vendita, oggetto della presente analisi, riceve dal centro di distribuzione i prodotti alimentari confezionati su pallet e li mantiene a stoccaggio all'interno di un proprio magazzino. Quando un prodotto a scaffale si esaurisce o scende al di sotto di una quantità fissata come soglia, il personale del punto vendita provvede al replenishment, prelevando nuovo prodotto da magazzino. Tutti i punti vendita adottano la politica FEFO ma capita frequentemente di incorrere in errori di gestione con il rischio di avere alcuni pallet dimenticati che risultano essere successivamente non più vendibili. Lo studio di Bertolini et al. (2013) riporta informazioni relative ad un progetto sperimentale il cui obiettivo era quello di determinare le cause che generano l'insorge di demarque presso i punti vendita con la finalità di comprendere quanti di questi invenduti possano essere evitati tramite l'introduzione della tecnologia RFID per la gestione dei magazzini. I risultati dello studio evidenziano che circa il 27% del demarque complessivo nel caso di prodotti freschi è causato da una politica errata di replenishment (Bertolini et al., 2013). Dallo stesso studio è emerso che il problema del demarque si verifica all'incirca nel 10% dei casi, il che significa che ogni dieci prodotti che giungono al punto vendita, mediamente ne rimane uno invenduto.

In questo studio è stata valutata l'applicazione della tecnologia RFID al latte fresco, in quanto prodotto rappresentativo della famiglia dei prodotti freschi. Il ciclo di vita del latte fresco e gli impatti da esso generati sono stati ricavati dallo studio di Fantin et al. (2012).

5.1.2 Definizione degli obiettivi

L'obiettivo del presente studio è stato quello di valutare la sostenibilità ambientale relativa all'applicazione della tecnologia RFID nella gestione della logistica di prodotti alimentari freschi, in particolare latte fresco confezionato in poliaccoppiato. La valutazione considera gli oneri ambientali sorgenti, dovuti al ciclo di vita dei tag RFID e gli impatti ambientali cessanti, dovuti alla riduzione degli sprechi alimentari.

L'*unità funzionale* scelta per l'analisi è 1 L di latte fresco confezionato in TetraTop.

L'implementazione della tecnologia RFID per la gestione di prodotti alimentari prevede l'utilizzo di un tag per ogni packaging secondario. Generalmente il latte fresco da 1 L è confezionato in scatole da 12 item ciascuna e pertanto l'impatto ambientale sorgente per ciascuna unità funzionale deve tenere conto del ciclo di vita di $1/12=0.083$ tag.

I benefici ambientali apportati dalla tecnologia RFID sono relativi alla riduzione del latte invenduto. In questa analisi si è stimata una riduzione del latte invenduto del 2.7% per ciascuna unità funzionale. Questo dato è stato calcolato considerando, a partire dai riferimenti bibliografici riportati nel paragrafo precedente, una riduzione del demarque complessivo pari al 27%, considerando che la frequenza con cui tale fenomeno si verifica sia di circa il 10% dei prodotti che giungono al punto vendita.

I *confini del sistema* considerano tutti i processi e le fasi relativi ai cicli di vita del tag RFID e del latte fresco. Relativamente al tag RFID sono considerate tutte le fasi del ciclo di vita a partire dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento finale.

Il tag analizzato è il modello "Inlays size Short Dipole Wet Inlay SC3001974" prodotto dall'azienda multinazionale Smartrac, che consiste in un semplice tag passivo, adottato nello studio di Bertolini et al. (2013), la cui tipologia è quella maggiormente utilizzata per le applicazioni logistiche.

Nell'analisi sono stati considerati tutti i processi relativi al ciclo di vita del tag a partire dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento finale, come riportato in Figura 10.

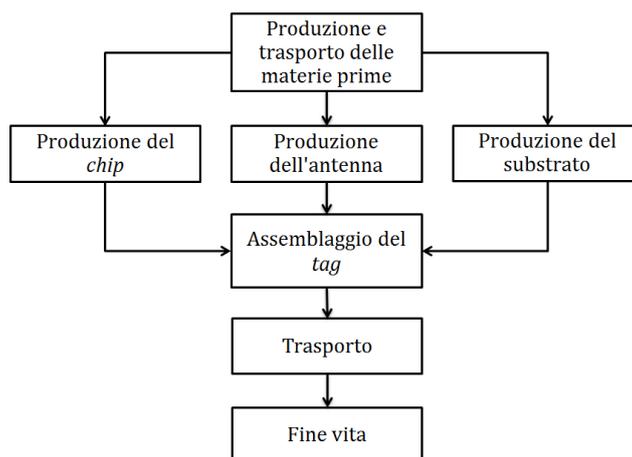


Figura 10: Confini del sistema relativi al ciclo di vita del tag.

L'analisi tiene conto del processo di produzione dell'antenna, del chip, del substrato su cui tag e antenna vengono alloggiati e del processo di assemblaggio. È inoltre considerato il trasporto del tag dal sito di produzione al cliente e la gestione del fine vita.

Il ciclo di vita del lettore dei tag e dei sistemi informativi necessari per il funzionamento del sistema (computer, server, etc..) non è stato considerato nell'analisi in quanto queste attrezzature hanno una durata tale da poter considerare il loro impatto trascurabile, in accordo con le prescrizioni dell'ILCD handbook (European Commission's Joint Research Centre, 2010).

Relativamente al latte fresco, sono considerate le fasi di produzione del latte grezzo, la sua trasformazione, il packaging primario, il trasporto dal produttore al punto vendita, la refrigerazione nel punto vendita, il trasporto e lo smaltimento in discarica.

5.1.3 Analisi di inventario

Per l'analisi di inventario in questo studio sono stati utilizzati dati primari forniti dall'azienda multinazionale Smartrac relativi agli elementi che costituiscono il tag.

Il tag finale si ottiene dalla laminazione di vari componenti, le cui informazioni relative a materiale e peso sono riportate in Tabella 11. Il peso complessivo del tag è di circa 0.2 g.

I componenti principali del tag sono il chip e l'antenna. Il chip è costituito da silicio, mentre l'antenna è realizzata interamente in alluminio ed è prodotta per deposizione. Il substrato, utilizzato come supporto per il tag analizzato, è in PET. Gli elementi del tag sono uniti tra loro mediante l'utilizzo di resine acriliche ed epossidiche.

| Componente | Materiale | Peso (g) | % |
|-------------------|-------------------|-----------------|----------|
| Strato esterno | PET | 0.024 | 11.27% |
| Adesivo | Colla acrilica | 0.036 | 16.89% |
| IC | Silicio | 0.000149 | 0.07% |
| ACA | Resina epossidica | 0.000021 | 0.01% |
| Antenna | Alluminio | 0.00963 | 4.52% |
| Adesivo | Colla acrilica | 0.0072 | 3.38% |
| Substrato | PET | 0.1 | 46.96% |
| Adesivo | Colla acrilica | 0.036 | 16.89% |

Tabella 11: Dati di inventario relativi ai tag RFID.

Per la compilazione dei dati secondari relativi al PET sono stati utilizzati dati di inventario forniti nel report di Hischier (2007), mentre per gli adesivi sono state utilizzate le informazioni di Sutter (2007).

L'impatto ambientale causato dalla produzione dell'antenna è stato valutato utilizzando due diverse fonti per la compilazione dell'inventario. L'impatto della produzione del foglio di alluminio è stato calcolato dai dati forniti da Classen et al. (2009). All'interno delle banche dati di inventari per studi LCA e della letteratura scientifica non sono invece presenti studi relativi al processo di produzione di antenne della tipologia di quelle utilizzate nella presente applicazione. Si è dunque proceduto nella ricerca di dati di inventario relativi alla produzione di antenne per applicazioni differenti, con l'obiettivo di individuare l'applicazione più simile. All'interno della banca dati Ecoinvent è presente un modulo relativo al processo di produzione di circuiti stampati del tipo PWB (Printing Wiring Board) (Hischier et al., 2007). Il processo di produzione di tali dispositivi è analogo alla produzione di antenne per tag RFID. Entrambi i processi utilizzano la tecnica fotolitografica, ma nel caso della produzione di antenne RFID, il processo è più semplice e sono necessarie meno sostanze chimiche. L'inventario relativo ai circuiti stampati è pertanto stato modificato, eliminando quelle sostanze che non fanno parte del processo di produzione di una

antenna per tag. L'antenna RFID, rispetto ai circuiti stampati presenta uno spessore inferiore e di tale aspetto si è tenuto conto nella compilazione dell'inventario. Per maggiori dettagli relativi alle suddette considerazioni, si rimanda all'articolo Bottani et al. (2014).

I dati relativi al processo produttivo di microchip in silicio contenuti nel report di Hischer et al. (2007) sono stati utilizzati per la valutazione degli impatti di questo componente. Il processo descritto da questi autori è il medesimo di quello utilizzato per la produzione del chip per il tag.

Infine si è considerato il consumo di energia elettrica necessaria per l'assemblaggio del tag, il cui valore, pari a 0.007 kWh per tag, è stato fornito dall'azienda Smartrac. Per valutare l'impatto ambientale sono stati utilizzati i dati forniti dal report di Frischknecht et al. (2007) considerando il mix energetico europeo.

Relativamente alla fase di trasporto, le distanze sono state calcolate rispetto a Stoccarda, città in cui è localizzata la sede di produzione dell'azienda. L'antenna e il chip sono prodotti in Cina e per il loro trasporto è necessario un viaggio aereo di 6000 km e un viaggio in camion di 200 km. I componenti rimanenti del tag, quali substrato e adesivi, sono acquistati direttamente in Germania e richiedono un trasporto di 200 km tramite camion. Siccome l'analisi è stata realizzata con riferimento ad un caso studio italiano, per il trasporto in uscita si è considerato di spedire i tag nel nord Italia, il che richiede un trasporto in aereo per una distanza di circa 1000 km cui va aggiunta una distanza di 200 km tramite camion. Per valutare l'impatto ambientale delle attività di trasporto sono stati utilizzati dati di inventario riportati nel report di Spielmann et al. (2007).

Per la valutazione dell'impatto ambientale del latte fresco sono stati utilizzati diversi riferimenti bibliografici. Come detto in precedenza, si è fatto riferimento ai dati forniti dallo studio di Bertolini et al. (2013) relativamente alla quantificazione degli sprechi alimentari evitabili mediante l'introduzione della tecnologia RFID. Lo studio di Fantin et al. (2012) è stato invece utilizzato per valutare l'impatto ambientale del ciclo di vita del latte fino alla fase di trasformazione inclusa. Tale studio ha analizzato il processo di produzione di latte fresco confezionato in poliaccoppiato relativo ad una azienda situata nel nord Italia e ha utilizzato, come dati di inventario, informazioni fornite direttamente dagli allevatori e trasformatori e la banca dati Ecoinvent. I dati riguardanti i materiali di confezionamento sono stati presi da uno studio relativo al ciclo di vita di una confezione di TetraTop da 1 L (Università degli Studi di Padova, 2005). Per quanto riguarda il trasporto del latte in uscita dall'azienda di trasformazione si è ipotizzata una distanza di 100 km.

Si è infine valutato lo smaltimento finale del latte invenduto, generalmente smaltito in discarica. Gli inventari forniti da Spielmann et al. (2007) e Doka (2009) sono stati utilizzati per valutare, rispettivamente, l'impatto ambientale del processo di trasporto del latte in discarica, considerando una distanza media di 50 km, e del processo di smaltimento.

Metodo di analisi degli impatti

Per il calcolo degli impatti ambientali, nel presente studio sono state adottate le categorie midpoint proposte dall'ILCD handbook (European Commission's Joint Research Centre, 2010). Tali categorie sono state valutate mediante i metodi di calcolo che il Joint Research Centre reputa maggiormente consistenti. Per maggiori informazioni riguardanti le categorie e i metodi analizzati si fa riferimento all'handbook "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (European Commission's Joint Research Centre, 2011).

Le categorie considerate, secondo le prescrizioni dell'ILCD sono le seguenti: (i) riscaldamento globale, (ii) riduzione dello strato di ozono, (iii) tossicità umana con effetti cancerogeni e (iv) non cancerogeni, (v) formazione di particolato, (vi) radiazioni ionizzanti (vii), formazione di ossidanti fotochimici, (viii) acidificazione terrestre, (ix) eutrofizzazione terrestre, (x) eutrofizzazione di acqua dolce, (xi) eutrofizzazione marina, (xii) ecotossicità in bacini di acqua dolce, (xiii) utilizzo di terreno, (xiv) impoverimento della risorsa idrica ed (xv) esaurimento delle risorse.

5.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni

Gli impatti ambientali generati dal ciclo di vita di un singolo tag sono riportati in Tabella 12 e in Figura 11 sono evidenziati gli impatti relativi dei diversi componenti.

| Categoria d'impatto | Unità di misura | Totale |
|---|--------------------------|---------------|
| Riscaldamento globale | kg CO ₂ eq. | 3.28E-02 |
| Riduzione dello strato di ozono | kg CFC-11 eq. | 3.02E-09 |
| Tossicità umana (effetti cancerogeni) | CTUh | 5.03E-09 |
| Tossicità umana (effetti non cancerogeni) | CTUh | 2.86E-09 |
| Formazione di particolato | kg PM2.5 eq. | 1.21E-05 |
| Radiazioni ionizzanti | kg U235 eq. | 1.71E-02 |
| Formazione di ossidanti fotochimici | kg NMVOC eq. | 7.64E-05 |
| Acidificazione terrestre | molc H+ eq. | 1.55E-04 |
| Eutrofizzazione terrestre | molc N eq. | 2.62E-04 |
| Eutrofizzazione di acqua dolce | kg P eq. | 2.39E-05 |
| Eutrofizzazione marina | kg N eq. | 2.95E-05 |
| Ecotossicità in bacini di acqua dolce | CTUe | 6.63E-02 |
| Utilizzo di terreno | kg C deficit | 2.70E-02 |
| Impoverimento della risorsa idrica | m ³ water eq. | 5.76E-05 |
| Esaurimento risorse | kg Sb eq. | 1.20E-07 |

Tabella 12: Analisi degli impatti del ciclo di vita di un tag RFID.

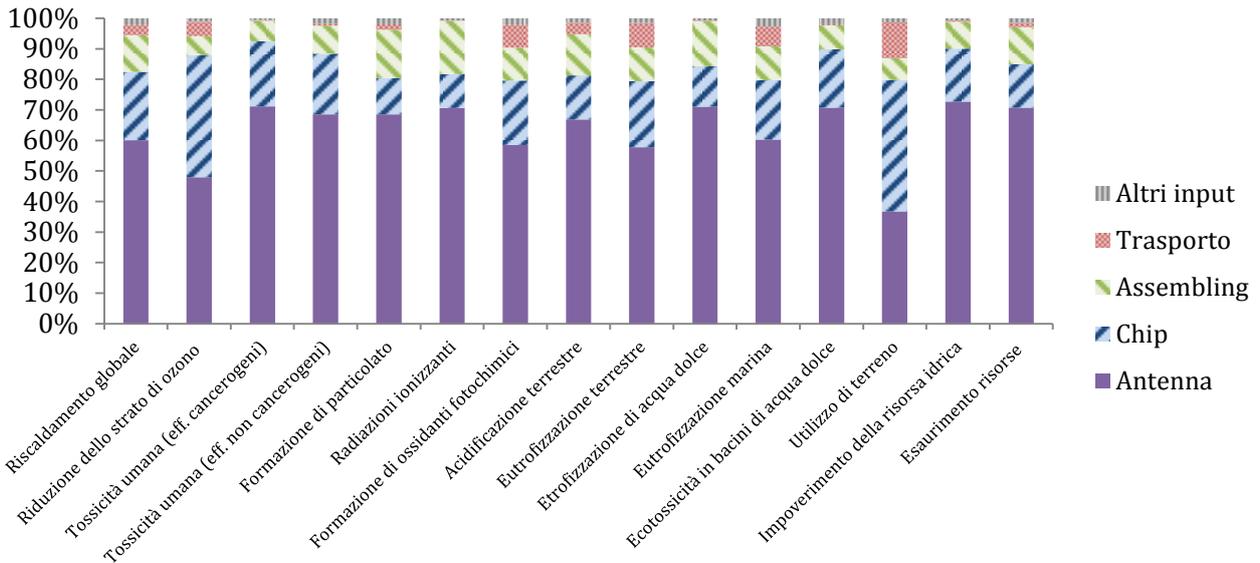


Figura 11: Contributo relativo dei sottoprocessi all'impatto ambientale del ciclo di vita di un tag RFID.

Il confronto tra gli impatti ambientali sorgenti generati dall'introduzione della tecnologia RFID nella gestione logistica del latte fresco, con gli impatti ambientali cessanti come conseguenza della riduzione del latte invenduto è riportato in Figura 12.

Ricapitolando quanto riportato in precedenza, per ciascuna unità funzionale si hanno:

- impatti sorgenti, relativi al ciclo di vita dell'8.3% (=1/12) di un tag, in quanto questa percentuale rappresenta la quota parte di impatto di cui ciascuna confezione di latte è responsabile;
- impatti cessanti, relativi al 2.7% del ciclo di vita di 1 L di latte invenduto, in quanto questa percentuale rappresenta la riduzione di latte invenduto per ogni L di latte prodotto.

Dalla figura emerge che i benefici ambientali sono superiori agli impatti sorgenti in tutte le categorie di impatto, in media di oltre 5 volte. Per ulteriori considerazioni sui risultati si rimanda alla pubblicazione di Bottani et al. (2013).

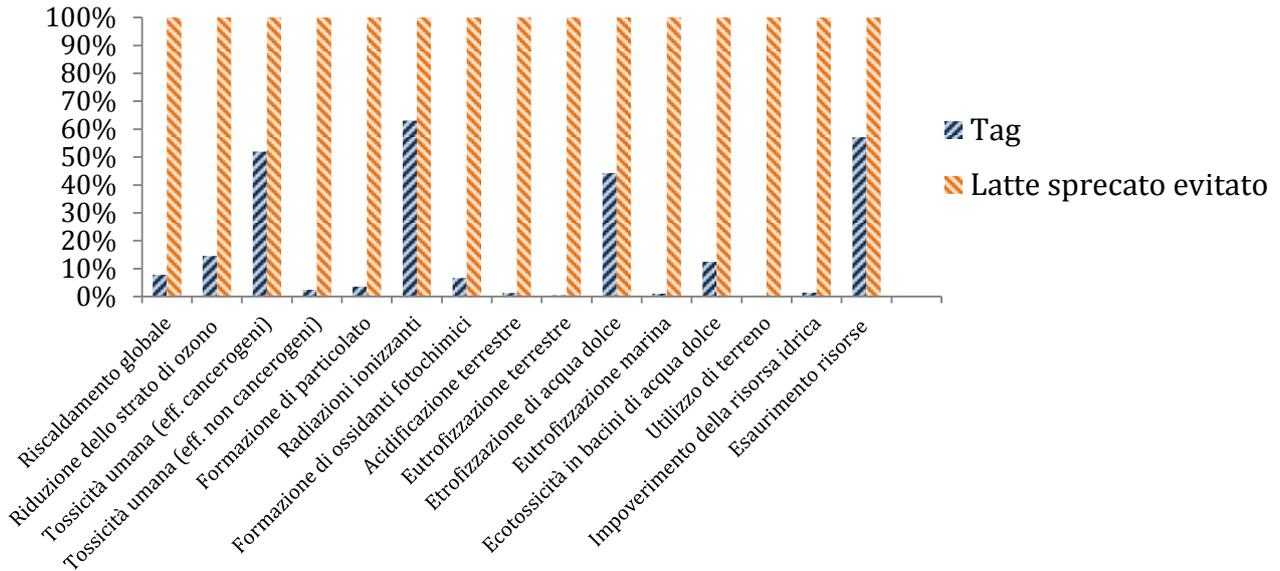


Figura 12: Confronto tra gli impatti ambientali sorgenti, derivanti dall'introduzione della tecnologia RFID, con gli impatti ambientali cessanti, derivanti dalla riduzione degli sprechi alimentari.

In conclusione è possibile dire che il presente studio ha da un lato colmato una lacuna della letteratura scientifica, in quanto rappresenta il primo caso studio di LCA completa associata al ciclo di vita di tag RFID; contemporaneamente ha consentito di valutare le performance ambientali di tale tecnologia contabilizzando anche gli impatti ambientali evitati come conseguenza della riduzione di food waste, ottenibile grazie alla sua implementazione. Complessivamente si può affermare che introdurre la tecnologia RFID per la gestione di prodotti alimentari freschi, e in generale per prodotti rispetto ai quali questa tecnologia riesce a ridurre la quantità di invenduto, può consentire di ridurre l'impatto ambientale complessivo del sistema. Il caso studio in questione ha dimostrato che la riduzione della quantità di latte fresco invenduto ottenibile mediante la gestione del magazzino con etichette a radiofrequenza risulta essere più significativa, dal punto di vista ambientale, dell'impatto aggiuntivo determinato dalla produzione e dallo smaltimento dei tag RFID. Lo studio ha inoltre dimostrato quanto riportato nell'introduzione del capitolo, ossia che ridurre gli sprechi alimentari rappresenta una sfida non solo etica ma anche ambientale e che studi LCA relativi a sistemi in grado di apportare modifiche alla quantità complessiva di spreco alimentare devono necessariamente tenere in considerazione all'interno dell'analisi di tali modifiche in quanto, come nel presente studio, possono risultare determinanti.

Lo studio rappresenta una prima analisi rispetto alla presente tematica, con alcune limitazioni significative. Tali limitazioni sono principalmente legate alla tipologia e alla qualità dei dati utilizzati nell'analisi di inventario. Le informazioni relative ai tag sono state fornite da una azienda il cui core business è l'assemblaggio di etichette RFID. Tale azienda non è stata però in grado di fornire alcuna indicazione relativa ai processi di produzione dei componenti dei tag, quali in

particolare antenna e chip. Relativamente a questi componenti, nemmeno in letteratura è stato possibile informazioni utili e pertanto è stato necessario utilizzare dati di inventario di componenti simili ma non equivalenti. Questo problema è risultato essere particolarmente rilevante nel caso dell'antenna, mentre per il chip il livello di approssimazione è molto inferiore. Siccome l'antenna rappresenta, come mostrato in Figura 12, l'elemento maggiormente critico dell'intero tag, sarebbe molto importante avere a disposizione dati primari forniti direttamente da aziende produttrici di antenne, il che consentirebbe di affinare i risultati ottenuti.

Un importante sviluppo futuro, al fine di poter estendere i risultati ottenuti dal presente lavoro, sarà quello di allargare la valutazione ad altri prodotti alimentari.

5.2 Valutazione della sostenibilità ambientale dell'applicazione di coating antimicrobico nel confezionamento di latte fresco

I coating antimicrobici applicati alla superficie interna dei materiali di confezionamento rappresentano una grande potenzialità in quanto sono in grado di inibire la crescita batterica consentendo quindi di estendere la shelf life dei prodotti alimentari.

La shelf life dei prodotti rappresenta uno dei principali parametri che determinano la quantità di rifiuti generati a livello domestico in quanto, nella maggior parte dei casi, tali rifiuti sono causati dal raggiungimento della data di scadenza. Questo problema risulta essere particolarmente significativo nel caso di prodotti freschi contraddistinti da brevi shelf life (WRAP, 2009). Un problema centrale è rappresentato non solo dalla shelf life complessiva, ma anche dalla durata del prodotto dopo l'apertura della confezione. Infatti, l'apertura del prodotto comporta una ricontaminazione incontrollata e nel caso di prodotti con caratteristiche favorevoli all'accrescimento microbico la durata dopo l'apertura è molto limitata.

Nel caso del latte fresco, prodotto considerato in questa analisi, la shelf life media è di circa 7-9 giorni (Rysstad e Kolstad, 2006) e dal momento dell'apertura il prodotto deve essere consumato entro un tempo massimo di 2 giorni. Per tali ragioni il latte fresco rappresenta un prodotto che genera elevati scarti sia lungo la supply chain, per problemi di gestione della logistica, come riportato nel paragrafo precedente, sia in fase di consumo finale. Per prodotti come il latte fresco, il processo produttivo e il confezionamento giocano un ruolo centrale nel determinarne la durabilità. Alcuni processi produttivi innovativi consentono di estendere la shelf life e quindi di ridurre, almeno in parte, l'incidenza degli sprechi alimentari (Rysstad e Kolstad, 2006; Craven et al., 2008). Questi processi però non sono in alcun modo in grado di prolungare la vita del prodotto dopo

l'apertura, poiché non hanno alcuna possibilità di impedire la ricontaminazione, conseguenza dell'esposizione all'ambiente esterno.

L'unica soluzione possibile è rappresentata dall'utilizzo di packaging attivi che interagiscono con il prodotto e inibiscono la crescita microbica (Appendini e Hotchkiss, 2002).

Il sistema analizzato in questo studio è l'applicazione di un coating antimicrobico di origine sintetica sulla superficie interna del packaging in cui è confezionato il latte fresco. Tale studio è stato possibile grazie alla collaborazione con l'Istituto di Agrochimica e Tecnologie Alimentari di Valencia, che si occupa di tecnologie di confezionamento e che ha sviluppato la presente applicazione (Muriel-Galet et al., 2012 e 2014).

L'obiettivo di questo studio è stato quello di valutare, mediante la metodologia LCA, la sostenibilità ambientale relativa all'applicazione del coating antimicrobico in questione nel confezionamento di latte fresco. L'introduzione di suddetto coating comporta un impatto ambientale sorgente, conseguente agli input e agli output relativi al proprio ciclo di vita, e impatti cessanti, relativi alla riduzione di scarti alimentari, ottenibili grazie all'estensione della vita utile del prodotto dopo l'apertura.

Questo studio si inserisce nel filone di letteratura scientifica di analisi del ciclo di vita relativo ai materiali di confezionamento di prodotti alimentari. La maggior parte degli studi afferenti a questa categoria non considera il food waste all'interno dei confini del sistema (Kang et al., 2013; Cleary, 2013; Papong et al., 2014). Tale approccio può essere corretto solo se si confrontano alternative di packaging che non hanno alcuna incidenza sull'ammontare dello scarto prodotto.

In verità però, nella maggior parte dei casi il tipo di confezionamento determina in modo significativo la quantità di prodotto scartato e pertanto in tutti questi casi è fondamentale inserire la variabile food waste nella quantificazione degli impatti associati al packaging.

Molto spesso infatti può accadere che soluzioni di packaging il cui impatto ambientale risulta essere maggiore di altre alternative qualora non si consideri il food waste, siano in realtà più sostenibili poiché consentono di ridurre il generarsi di scarto alimentare (Williams e Wikström, 2011). Nonostante queste considerazioni però solo poche pubblicazioni in letteratura hanno considerato l'incidenza del packaging sulla generazione di food waste. Tra questi lo studio di studio Silvenius et al. (2013) ha valutato l'impatto ambientale degli alimenti sprecati dai consumatori in funzione delle proprietà del packaging all'interno del quale sono contenuti, rivelando che in tutti i casi analizzati gli imballaggi che consentono di ridurre lo spreco alimentare sono quelli che comportano il minore impatto sull'ambiente. Un secondo studio (Wikström et al. 2014) ha dimostrato, tramite la valutazione di sei alternative di packaging, quanto l'inclusione del food waste generato risulti essere decisivo per la valutazione della reale sostenibilità di un sistema di

confezionamento. In letteratura non sono però presenti studi che valutino la sostenibilità ambientale di packaging attivi.

5.2.1 Descrizione del sistema analizzato

I coating antimicrobici sono sostanze naturali o sintetiche, organiche o inorganiche, che inibiscono la crescita di batteri e funghi. L'efficacia degli stessi dipende da parametri quali concentrazione del substrato, temperatura, pH, tipologia di substrato, tipologia del microrganismo da "combattere", oltre che dalla presenza di umidità e ossigeno.

Il coating antimicrobico considerato nella presente analisi si chiama LAE (etil-N α -dodecanoil-L-arginato cloridrato) ed è un derivato sintetico di acido laurico, arginina ed etanolo (Muriel-Galet et al, 2012 e 2014). Si tratta di uno dei più innovativi agenti antimicrobici scoperti negli ultimi anni, la cui efficacia antimicrobica deriva dalla sua struttura chimica. In particolare, il LAE agisce come tensioattivo cationico a contatto sia con batteri Gram-negativi che con batteri Gram-positivi, inibendone la crescita cellulare e riducendone la vitalità. Il LAE è una sostanza idonea per essere applicata su pellicole e cartoni a contatto con gli alimenti e risulta essere particolarmente efficace se in blend con EVOH. Il coating antimicrobico considerato nella presente analisi è composto da 5% di LAE e 95% di EVOH, in quanto tali proporzioni sono quelle che hanno garantito i migliori risultati (Muriel-Galet et al., 2012 e 2014). Il presente coating viene depositato su film mediante la tecnica del rotocalco, utilizzando come solvente una miscela di acqua e propanolo in rapporto 1:1 (Cerisuelo et al., 2014). La durata del latte fresco ad apertura avvenuta può essere estesa da 2 a 9 giorni nel caso in cui sia applicato il suddetto coating antimicrobico (Muriel-Galet et al., 2012).

Per poter valutare la potenziale riduzione di latte sprecato come conseguenza dell'introduzione del coating antimicrobico si è fatto ricorso a dati di letteratura. Il report FAO dal titolo "Global Food Losses and Food Waste" (FAO, 2011) riporta stime relative agli sprechi alimentari che si generano nelle diverse fasi della food chain. Il report suddivide i prodotti alimentari in famiglie e racchiude in un'unica famiglia il latte e i suoi derivati, rispetto alla quale il 40-65% del totale degli sprechi si verificano nella fase di consumo. In particolare, la quantità di prodotto sprecato della famiglia latte e derivati è all'incirca il 13% del totale della produzione considerando tutte le fasi dalla mungitura al consumo; se si analizza solo il consumo finale, viene scartato circa il 7% in media dei prodotti appartenenti a tale famiglia che arrivano nelle case dei consumatori.

Queste percentuali sono relative all'intera famiglia del latte e derivati che comprende sia prodotti freschi che prodotti con shelf life più prolungate. Pertanto è molto probabile che gli sprechi associati al latte fresco siano maggiori a causa della shelf life limitata. Per rimanere cautelativi e per

mancanza di dati specifici relativi al latte fresco si è deciso tuttavia di considerare uno scarto del 7% a livello di consumo domestico.

Il passaggio successivo è quello di quantificare la riduzione del latte sprecato grazie alla possibilità di estenderne la durata dopo l'apertura da 2 a 9 giorni. Anche in questo caso non esistono molti studi che hanno investigato la questione. L'unica pubblicazione disponibile è una ricerca della WRAP (2013) relativa al contesto inglese che stima la variazione degli sprechi di latte fresco in funzione di alcune variabili, tra le quali il numero di giorni in cui il latte rimane idoneo al consumo dopo l'apertura della confezione. Tale studio afferma che indicare sulla confezione una durata dopo l'apertura di 5 giorni anziché 2 consente di ridurre di circa il 60% lo spreco di latte. L'entità della riduzione del food waste rimane comunque un parametro difficilmente stimabile e per tale motivo si è deciso di adottare un approccio conservativo, ipotizzando una riduzione dello scarto di latte del 33%. Siccome questo valore rappresenta un aspetto cruciale dello studio che influenza in modo determinante i risultati, si è deciso di svolgere una analisi di sensibilità, valutando come varia il profilo ambientale complessivo per diversi valori percentuali di spreco evitato.

5.2.2 Definizione degli obiettivi

L'obiettivo di questo studio è quello di eseguire un'analisi comparativa tra il profilo ambientale del ciclo di vita di una confezione di Tetra Top standard rispetto alla stessa confezione rivestita con un coating antimicrobico. Nell'analisi è considerato anche il ciclo di vita del latte che viene sprecato nelle varie fasi del ciclo produttivo e lungo tutta la supply chain, considerando anche la fase di consumo.

L'*unità funzionale* utilizzata nello studio è 1 L di latte consumato; la scelta di tale unità funzionale è stata eseguita utilizzando l'approccio suggerito da Wikström et al. (2014).

In Tabella 13 è riportata la quantità di latte che deve essere prodotto, trasformato, trasportato al supermercato e acquistato dai clienti per ogni litro di latte consumato, tenendo in considerazione gli sprechi che si generano in ogni fase secondo le stime fornite da FAO (2011).

Come mostrato nella Tabella 13, per ogni L di consumato, nel caso di confezione tradizionale si ha uno spreco complessivo di 0.1455 L, mentre nel caso di confezione rivestita con il coating antimicrobico lo spreco complessivo di latte è stato stimato in 0.1159 L. Quest'ultimo valore è stato calcolato considerando una riduzione 33% (da 7% a 4.7%) dello spreco di latte nella fase di consumo.

| Fasi della filiera del latte fresco | Percentuale di spreco - confezione senza coating | Quantità - Confezione senza coating [L] | Percentuale di spreco - confezione provvista di coating | Quantità - Confezione provvista di coating [L] |
|---|---|--|--|---|
| Latte consumato | | 1.0000 | | 1.0000 |
| <i>Spreco in fase di consumo</i> | 7% del latte acquistato | 0.0753 | 4.7% del latte acquistato | 0.0492 |
| Latte acquistato dal cliente per ogni L di latte consumato | | 1.0753 | | 1.0492 |
| <i>Spreco al punto vendita</i> | 0.5% del latte che giunge al punto vendita | 0.0058 | 0.5% del latte che giunge al punto vendita | 0.0055 |
| Quantità di latte che raggiunge il punto vendita per ogni L di latte consumato | | 1.0811 | | 1.0547 |
| <i>Spreco durante la fase di trasformazione</i> | 1.2% del latte trasformato | 0.0142 | 1.2% del latte trasformato | 0.0135 |
| Quantità di latte inviato alla fase di trasformazione per ogni L di latte consumato | | 1.0953 | | 1.0683 |
| <i>Spreco durante la fase di produzione</i> | 4% del latte prodotto | 0.0502 | 4% del latte prodotto | 0.0477 |
| Quantità di latte prodotta per ogni L di latte consumato | | 1.1455 | | 1.1159 |

Tabella 13: Quantità di latte sprecato nelle diverse fasi della supply chain relativamente al contesto europeo per ogni L di latte consumato nel caso di confezione tradizionale e di confezione rivestita del coating antimicrobico.

I confini del sistema di questo studio comprendono l'intero il ciclo di vita della confezione e l'intero ciclo di vita del latte, compreso anche il latte sprecato nelle varie fasi della filiera.

I *confini del sistema* dei due scenari analizzati sono riportati in Figura 13.

Tutte le fasi sono comuni ai due scenari valutati, ad eccezione delle fasi di produzione e di deposizione del coating che si verificano solamente nel secondo scenario. Ciò che ulteriormente differisce tra i due scenari sono i flussi di riferimento relativi ai quantitativi di latte, come mostrato in Tabella 13, a causa delle diverse quantità di rifiuti generati dai due scenari.

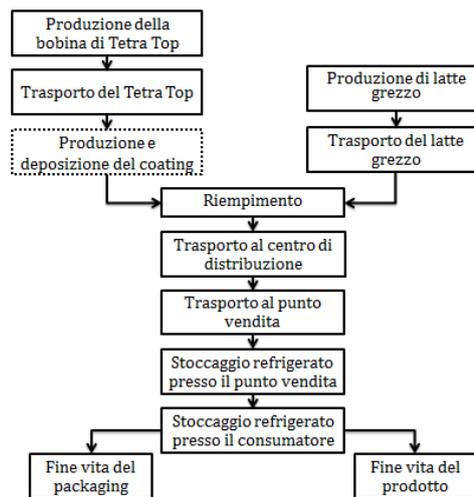


Figura 13: Confini del sistema analizzato (le fasi di produzione e deposizione del coating si verificano solo nel caso di confezione provvista di coating antimicrobico).

5.2.3 Analisi di inventario

Per la realizzazione del presente studio sono stati utilizzati dati primari relativi al processo di produzione e deposizione del coating, mentre per tutti gli altri processi sono stati utilizzati dati secondari.

In particolare per la valutazione del ciclo di vita del latte fresco e del packaging si è fatto riferimento allo studio di Fantin et al. (2012) che ha analizzato il processo di produzione di latte di alta qualità confezionato in Tetra Top relativo ad una importante azienda del nord Italia. Come detto in precedenza, la quantità di latte sprecato è stata stimata dal report FAO (2011), mentre la riduzione dello scarto in fase di consumo ottenibile nel caso di applicazione del coating antimicrobico è stata stimata dai rapporti del centro di ricerca WRAP (2009 e 2013).

Per tutti i dati di background è stata utilizzata la banca dati Ecoinvent 2.2 (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010) e sono stati scelti inventari rappresentativi della situazione europea.

Per la valutazione del fine vita dei materiali di confezionamento sono state utilizzate le informazioni relative alle percentuali di riciclo, incenerimento e smaltimento in discarica relativi all'Europa occidentale forniti nel rapporto IFEU (2012); il fine vita è stato modellizzato seguendo le linee guida suggerite dal software SimaPro 7.3 e utilizzando i dati di inventario forniti da Doka (2009).

Relativamente al coating antimicrobico, il suo peso complessivo ammonta a 0.3 grammi per ogni confezione. Il LAE che rappresenta la sostanza attiva è il 5% del totale mentre il rimanente 95% è composto da EVOH. Per il processo di produzione del coating sono stati valutati solamente i consumi energetici associati, considerando che la produzione avviene all'interno di un serbatoio riscaldato da 200 L provvisto di agitatore. Il processo di deposizione, che avviene mediante la tecnica del rotocalco, prevede di applicare il coating comprensivo del solvente sul film di

poliacoppiato tramite un sistema a rulli. La rimozione del solvente avviene per evaporazione mediante un flusso di aria calda. Il propanolo contenuto nell'aria deve essere rimosso per motivi di inquinamento ambientale e la rimozione avviene per combustione all'interno di un bruciatore, il cui funzionamento richiede energia e causa emissioni in aria, entrambi aspetti considerati e valutati nell'analisi.

In Tabella 14 sono riportati tutti gli input e gli output necessari per la produzione e la deposizione del coating.

| Input/output | Unità di misura | Quantità |
|---------------------|------------------------|-----------------|
| LAE | g | 0.014 |
| EVOH | g | 0.286 |
| Acqua | g | 0.949 |
| Propanolo | g | 0.949 |
| Elettricità | kWh | 0.000522 |
| Metano | kWh | 0.00288 |
| Aria Compressa | Nm ³ | 0.0338 |
| CO ₂ | g | 0.648 |
| NO _x | g | 3.379 |
| CO | g | 3.379 |
| Propanol | mg | 0.846 |

Tabella 14 : Input e output dei processi di produzione e deposizione del coating.

Metodo di analisi degli impatti

Per la valutazione degli impatti ambientali è stato selezionato il metodo di calcolo Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003). Tale metodo consente di effettuare anche la fase di normalizzazione al fine di comprendere meglio l'importanza relativa di ciascuna categoria di impatto e la reale entità dei danni ambientali apportati dall'introduzione del coating e dei benefici ambientali derivanti dalla riduzione dello spreco di latte.

Il metodo Impact 2002+ include 14 categorie di impatto, quali (i) tossicità umana relativa ad effetti cancerogeni e non cancerogeni, (ii) emissioni di particolato, (iii) radiazioni ionizzanti, (iv) riduzione dello strato di ozono stratosferico (v) smog fotochimico, (vi) ecotossicità acquatica, (vii) ecotossicità terrestre, (viii) acidificazione terrestre, (ix) occupazione del terreno, (x) acidificazione acquatica, (xi) eutrofizzazione acquatica, (xii) riscaldamento globale, (xiii) consumo di energia non rinnovabile e (xiv) estrazione di minerali.

5.2.4 Analisi degli impatti e conclusioni

In questa sezione sono riportati i risultati relativi agli impatti ambientali del ciclo di vita di latte fresco confezionato in Tetra Top, considerando nel primo caso il contenitore tradizionale e nel secondo caso il contenitore con l'applicazione del coating antimicrobico.

In Tabella 15 sono riportati gli impatti ambientali complessivi dei due sistemi; tali impatti tengono conto del ciclo di vita del packaging, del latte consumato e del latte sprecato nei due scenari con riferimento all'unità funzionale scelta (1 L di latte consumato).

| Categoria di impatto | Unità di misura | Confezione tradizionale | Confezione provvista di coating |
|---|---|--------------------------------|--|
| Tossicità umana (effetti cancerogeni) | kg C ₂ H ₃ Cl eq. | 9.74E-03 | 9.73E-03 |
| Tossicità umana (effetti non cancerogeni) | kg C ₂ H ₃ Cl eq. | 3.90E-02 | 3.83E-02 |
| Emissioni di particolato | kg PM _{2.5} eq. | 2.49E-03 | 2.44E-03 |
| Radiazioni ionizzanti | Bq C-14 eq. | 1.17E+01 | 1.16E+01 |
| Riduzione dello strato di ozono stratosferico | kg CFC-11 eq. | 7.76E-08 | 7.61E-08 |
| Smog fotochimico | kg C ₂ H ₄ eq. | 4.99E-04 | 4.95E-04 |
| Ecotossicità acquatica | kg TEG water | 9.88E+01 | 9.16E+01 |
| Ecotossicità terrestre | kg TEG soil | 7.61E+01 | 7.33E+01 |
| Acidificazione terrestre | kg SO ₂ eq. | 2.19E-01 | 2.14E-01 |
| Occupazione del terreno | m ² org.arable | 1.23E+00 | 1.20E+00 |
| Acidificazione acquatica | kg SO ₂ eq. | 2.88E-02 | 2.81E-02 |
| Eutrofizzazione aquatica | kg PO ₄ P-lim | 6.96E-04 | 6.23E-04 |
| Riscaldamento globale | kg CO ₂ eq | 9.71E-01 | 9.55E-01 |
| Consumo di energia non rinnovabile | MJ primary | 1.14E+01 | 1.12E+01 |
| Estrazione di minerali | MJ surplus | 1.07E-02 | 1.20E-02 |

Tabella 15: Valori totali di impatto relativi alla confezione di latte tradizionale e alla confezione di latte provvista di coating.

Dai risultati riportati in tabella emerge che gli impatti ambientali della confezione provvista di coating antimicrobico sono inferiori in tutte le categorie di impatto considerate ad esclusione della categoria "estrazione di minerali". Il ciclo di vita del latte consumato rappresenta la principale causa di impatto ambientale del sistema, contribuendo tra il 60 e il 90% in tutte le categorie considerate. Poiché il contributo di 1 L di latte consumato è equivalente nei due sistemi, il suo contributo è stato escluso nel proseguo dell'analisi, essendo questa una analisi comparativa tra alternative di packaging. In Figura 14 è riportato il confronto tra gli impatti ambientali dei due sistema analizzati senza considerare il contributo del latte consumato. Il grafico (a) evidenzia gli impatti relativi scalati a 100, mentre il grafico (b) mostra gli impatti normalizzati.

Risulta evidente dall'immagine la rilevanza della possibile riduzione di impatto ambientale ottenibile mediante l'applicazione del coating antimicrobico; questa riduzione è risultata di circa il 15% in media rispetto alle varie categorie analizzate. Il motivo di tale riduzione è associato al fatto che l'impatto ambientale sorgente, causato dal ciclo di vita del coating antimicrobico, è risultato essere molto inferiore rispetto all'impatto ambientale cessante.

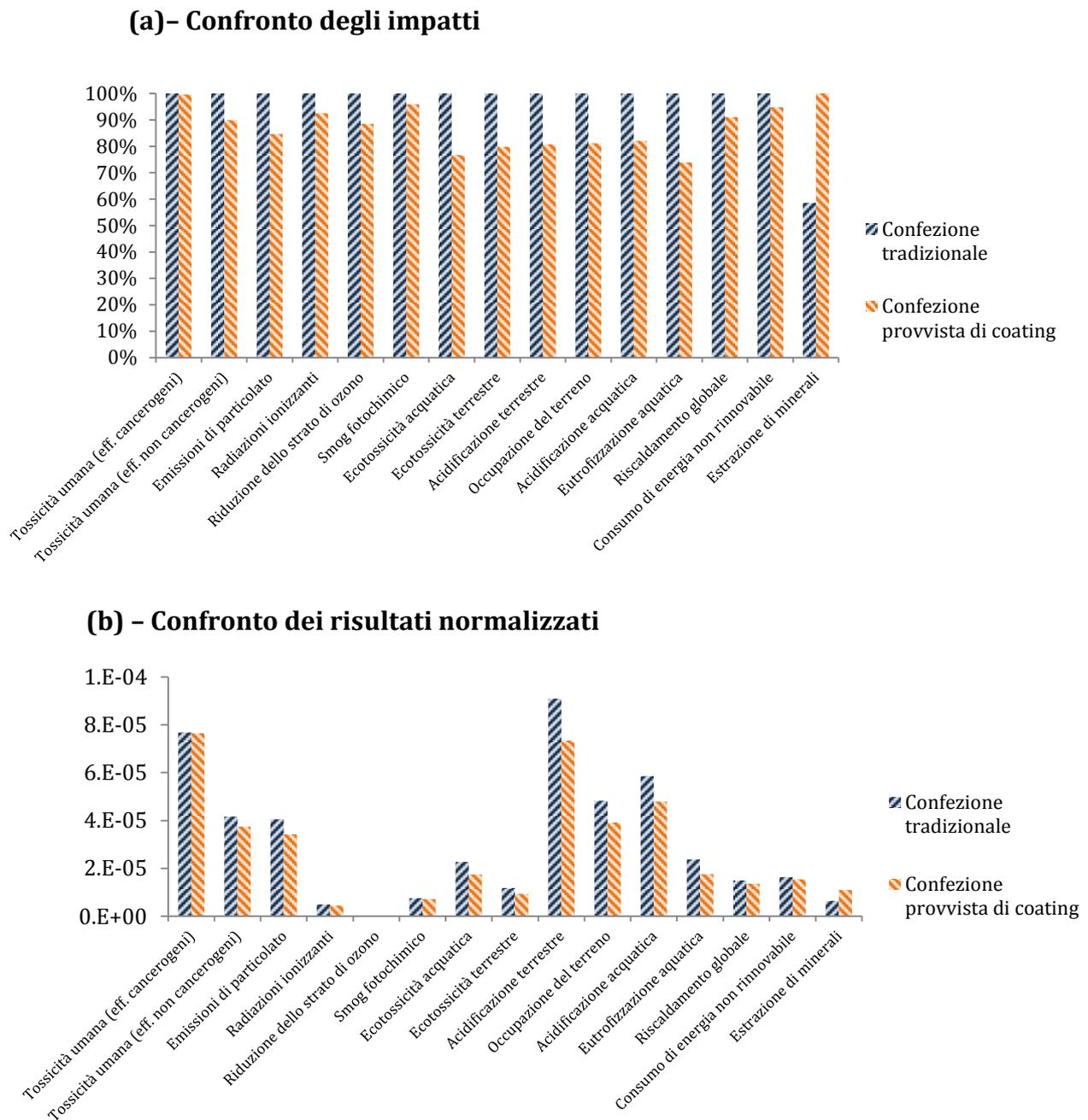


Figura 14: Confronto degli impatti e dei risultati normalizzati delle due configurazioni analizzate, senza considerare il contributo del latte consumato.

È importante ricordare che i risultati appena mostrati fanno riferimento a stime poco accurate di riduzione di latte sprecato. Come detto in precedenza, in letteratura non sono presenti dati

approfonditi che consentano di determinare in maniera più precisa le riduzioni ottenibili e per questo motivo si è deciso di rimanere cautelativi, sottostimando le possibili riduzioni. In particolare, si è considerata una quantità complessiva di spreco di latte in fase di consumo del 7%, valore rappresentativo dell'intero settore del latte e derivati (FAO, 2011) rispetto al quale un prodotto come il latte fresco, la cui shelf life è inferiore alla media dei prodotti di tale settore, è probabilmente caratterizzato da percentuali superiori. Inoltre, la quantità stimata della possibile riduzione dello spreco di latte conseguente all'estensione della durata del prodotto dopo l'apertura da 2 a 9 giorni, è stata ampiamente cautelativa (33%) rispetto a quanto riportato nel report WRAP (2013).

In questa ultima sezione è stata valutata la sensibilità del sistema al variare della percentuale di riduzione di latte sprecato. In particolare si è confrontato lo scenario relativo alla confezione sprovvista di coating (a) con gli scenari di confezione provvista di coating considerando una quantità di riduzione dello spreco di latte pari al 20% (b) e al 50% (c).

I risultati mostrati in Figura 15 mettono in evidenza che anche nel caso di riduzione inferiore (b), l'applicazione del coating comporta un miglioramento ambientale complessivo nella quasi totalità delle categorie di impatto; tale miglioramento risulta essere molto più accentuato nel caso di maggiore riduzione ipotizzata (c) nel quale la riduzione degli impatti raggiunge in media circa il 20%.

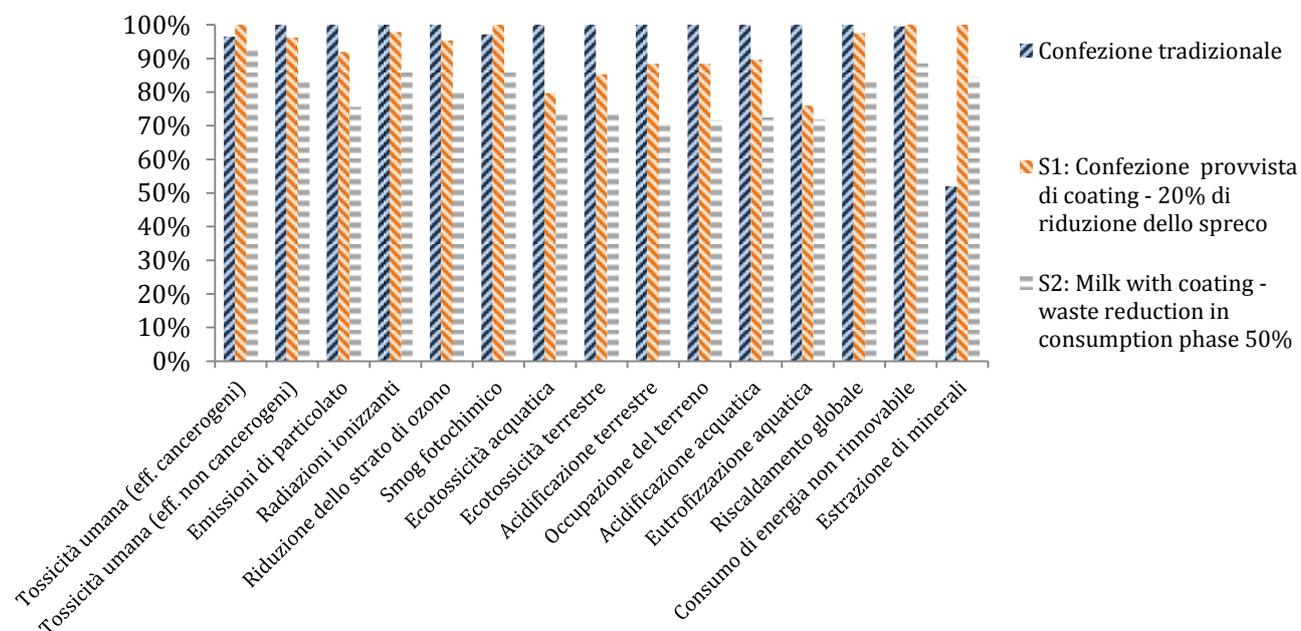


Figura 15: Confronto tra gli impatti della confezione tradizionale con gli impatti della confezione provvista di coating a diverse percentuali di riduzione degli sprechi alimentari.

In conclusione, lo studio ha evidenziato che l'introduzione di un coating antimicrobico nel confezionamento di latte fresco comporta, oltre che una comodità per il consumatore, una possibile riduzione significativa degli impatti ambientali. Più in generale lo studio conferma quanto affermato negli studi di Silvenius et al. (2013) e di Wikström (2014), ossia che per valutare la reale sostenibilità dei sistemi di confezionamento è necessario considerare l'influenza che il packaging ha nei confronti della generazione di scarti. Molto spesso infatti, come dimostrato anche dai risultati del caso studio analizzato, contenitori il cui ciclo di vita genera impatti elevati, risultano essere in realtà maggiormente sostenibili di altre soluzioni apparentemente a minore impatto, qualora presentino caratteristiche in grado di determinare una riduzione dello spreco alimentare complessivo.

CAPITOLO 6

VALUTAZIONE DELLA SOSTENIBILITÀ DI BIOENERGIE E BIOPLASTICHE PRODOTTE CON COLTURE AGRICOLE DEDICATE

L'utilizzo sistematico delle risorse fossili risale alla fine del XVIII secolo con l'inizio della rivoluzione industriale in Europa e America del Nord, che ha portato ad un forte incremento di richiesta energetica da parte delle industrie e della popolazione in generale.

Tra le risorse fossili, il petrolio ha dominato e domina tuttora il mondo moderno, utilizzato come materia prima per la produzione, tra gli altri prodotti, di benzina e diesel per autotrazione, olio combustibile per la produzione di elettricità, bitume e asfalto per le strade e materiali plastici per la produzione di packaging, oggettistica e svariate altre applicazioni. Le altre due principali risorse fossili impiegate a scopi energetici sono il carbone e il gas naturale. Il carbone rappresenta la risorsa fossile per eccellenza poiché è stato l'elemento che ha dato il via alla rivoluzione industriale inglese. Fino agli anni cinquanta ha costituito la prima fonte utilizzata per il soddisfacimento del fabbisogno energetico e tuttora, nonostante il suo elevatissimo impatto ambientale, è largamente impiegato in varie applicazioni. Il gas naturale è invece il combustibile fossile con il più alto tasso di crescita in termini di richiesta del mercato. Esso è impiegato per la produzione di energia elettrica, per il riscaldamento domestico e industriale e per l'autotrazione.

Relativamente alla questione energetica, petrolio, carbone e gas naturale rappresentano ancora oggi di gran lunga le principali fonti di approvvigionamento per i sistemi energetici mondiali, fornendo complessivamente oltre l'85% dei 12,000 Mtep (milioni di tonnellate equivalenti di petrolio) di energia primaria consumata a livello mondiale (IEA, 2011).

La rimanente quota di energia è fornita dalle cosiddette "fonti rinnovabili", termine che identifica tutte le fonti di energia derivanti da particolari risorse naturali che per loro caratteristica intrinseca si rigenerano almeno alla stessa velocità con cui vengono consumate o il cui utilizzo non pregiudica le stesse risorse naturali per le generazioni future.

Fonti rinnovabili: la potenzialità del biogas

Molteplici sono le fonti di energia rinnovabile, le principali delle quali sono le seguenti:

- ✓ l'irraggiamento solare, che consente di ottenere energia chimica, energia termica ed energia elettrica;
- ✓ il vento, da cui è possibile ottenere energia meccanica ed energia elettrica;

- ✓ le maree e le correnti marine che possono essere fonte per la produzione prevalentemente di energia elettrica;
- ✓ le biomasse da cui è possibile ottenere energia elettrica e calore.

La potenzialità delle bioenergie è molto elevata e la tendenza è quella di un sempre maggiore sviluppo. Tale fenomeno è complessivamente molto positivo, sebbene la reale sostenibilità anche di questi sistemi non è un dato a priori, ma deve essere indagata e valutata.

Anche in Italia le energie alternative si sono sviluppate in modo sempre più consistente negli ultimi anni, ed alcune applicazioni sono ormai consolidate: tra queste è necessario annoverare il solare fotovoltaico per la produzione di energia elettrica, favorito soprattutto in passato da interessanti forme di incentivazione; il solare termico per la produzione di calore, installato perlopiù a servizio di unità immobiliari; lo sfruttamento dell'energia del vento tramite la costruzione di turbine eoliche che ha visto una interessante crescita del numero di installazioni sui crinali appenninici e nelle zone del sud Italia; le biomasse, sia il settore della digestione anaerobica per la produzione di biogas, sia quello della combustione per la produzione di calore. L'utilizzo di biomasse ha avuto negli ultimi anni una crescita esponenziale, sostenuta da un lato dalla rilevante incentivazione economica e dall'altro dalle ampie potenzialità intrinseche in termini di gestione, applicazione e possibilità di utilizzo. Le biomasse in normativa vengono definite come la *“frazione biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui di origine biologica proveniente dall'agricoltura (comprendente sostanze vegetali e animali) dalla silvicoltura e dalle industrie connesse, comprese la pesca e l'acquacoltura, gli sfalci e le potature provenienti dal verde pubblico e privato, nonché la parte biodegradabile dei rifiuti industriali e urbani”* (Decreto Legislativo 28, 2011).

Il biogas è un prodotto ottenuto dalla digestione anaerobica di biomassa, nella maggior parte dei casi costituita da prodotti vegetali e liquami; con il biogas è possibile ottenere energia elettrica e termica in impianti di cogenerazione o gas naturale, definito “biometano”, tramite un processo di purificazione.

Gli impianti di digestione anaerobica hanno avuto grande sviluppo in Europa negli ultimi anni e l'Italia rappresenta il secondo paese dopo la Germania per il numero di impianti installati. Gli ultimi anni sono stati quelli nei quali si è verificato un aumento davvero smisurato delle installazioni: dai dati forniti dal Consorzio Nazionale Biogas, infatti, dal 2009 al 2014 il numero di impianti a biogas in Italia è cresciuto di quasi 5 volte. Ad oggi, la principale applicazione del biogas è rappresentata dalla produzione di energia elettrica ed energia termica tramite processo di cogenerazione. Come confermato dai dati del consorzio, la produzione di energia elettrica da biogas in Italia ha raggiunto ormai gli 8 mila GWh all'anno, che corrispondono a oltre il 10% dell'energia elettrica totale italiana prodotta da fonti rinnovabili. La produzione di biometano è invece ancora agli albori, ma negli

ultimi mesi alcuni progetti sono partiti e i primi impianti sono in fase di installazione. Come detto in precedenza, gli impianti a biogas sono generalmente alimentati con prodotti vegetali e liquami. Il prodotto vegetale impiegato per eccellenza in questi impianti è il mais, poiché ha caratteristiche chimico-fisiche ideali per essere processato in impianti di digestione anaerobica; oltre al mais sono utilizzate diverse tipologie di colture dedicate quali ad esempio sorgo zuccherino, grano e bietole.

Plastiche fossili e bioplastiche

Come detto in precedenza, tra i vari prodotti ottenuti dal petrolio vi sono i materiali plastici. Le plastiche sono materiali organici o semiorganici a elevato peso molecolare, che hanno avuto un elevatissimo sviluppo in particolare negli ultimi decenni poiché presentano caratteristiche che le rendono ottimali per svariate applicazioni, tra le quali l'industria meccanica, l'automotive, il packaging, l'arredamento, la produzione di impianti e macchinari destinati al settore alimentare e molti altri. Nell'ambito di queste applicazioni, le caratteristiche chimiche, fisiche e meccaniche di questi materiali li hanno resi sostanzialmente insostituibili. Il fatto di essere derivati dal petrolio e di non poter essere biodegradati rappresentano i limiti principali di questi materiali.

Negli ultimi anni si sono sviluppate le cosiddette bioplastiche, una innovativa famiglia di plastiche che deriva da materie prime rinnovabili oppure è biodegradabile o presenta entrambe le proprietà. Le bioplastiche, proprio come le plastiche tradizionali, possono essere utilizzate in molti modi e per molteplici applicazioni. Esse presentano proprietà funzionali quali facilità di stampa ed una permeabilità a gas, vapore acqueo e grassi che può essere modulata a seconda delle applicazioni. Attualmente le bioplastiche sono comunemente usate nel settore degli imballaggi, per la produzione di sacchetti per la spesa, vaschette per il cibo, bicchieri, posate ma anche in applicazioni mediche, in agricoltura, elettronica di consumo e persino nel campo automobilistico.

Prendendo in considerazione le bioplastiche prodotte da fonti rinnovabili, queste presentano il grande vantaggio di non richiedere più sostanze fossili per la loro produzione.

Nella maggior parte dei casi i materiali di questa famiglia attualmente presenti sul mercato sono ricavati da mais, frumento, riso, canna da zucchero e piante contenenti cellulosa.

Sia nel caso di energia ottenuta da colture dedicate, sia nel caso delle bioplastiche si pone il problema della competizione di questi prodotti con le colture alimentari.

In questo capitolo sono riportate due analisi riguardanti la sostenibilità delle bioenergie e delle bioplastiche. In particolare la prima analisi, svolta in collaborazione il centro ENEA di Bologna, ha valutato la sostenibilità ambientale di un impianto di biogas situato a Correggio (RE) applicando la metodologia del ciclo di vita. Per la produzione di biogas questo impianto utilizza prevalentemente

colture dedicate, quali mais, sorgo e triticale, e liquami. Il biogas ottenuto dal processo di digestione anaerobica è utilizzato per la produzione di energia elettrica.

La seconda analisi consiste in una review della letteratura scientifica relativa ad analisi LCA applicate alle principali bioplastiche, al fine di confrontare i profili ambientali di tali prodotti con quelli delle plastiche convenzionali. Obiettivo di questa analisi è quello di comprendere i punti di forza e i punti di debolezza di questi materiali dal punto di vista della sostenibilità.

6.1 Valutazione ambientale di un impianto a biogas in Emilia Romagna

La normativa UNI 10458 (2011) definisce il biogas come una miscela di gas derivata dalla fermentazione anaerobica di residui organici provenienti da rifiuti, vegetali, scarti della lavorazione dell'agroindustria, reflui zootecnici o fanghi di depurazione.

Questa miscela di gas è caratterizzata da un quantitativo di metano superiore al 50% fino ad arrivare ad un massimo del 75-80%. La frazione rimanente è composta per la quasi totalità da anidride carbonica e in piccolissima parte altri gas quali idrogeno, ossigeno, acido solfidrico, mercaptani e ammoniaca. Il quantitativo di metano presente nel biogas dipende dal substrato utilizzato per la digestione e dai parametri chimico-fisici del processo di digestione anaerobica all'interno del digestore.

La produzione di biogas dalle tecnologie di digestione anaerobica ha acquisito negli ultimi anni, in particolare in Germania ed Italia, una crescente importanza. Dal punto di vista della ricerca scientifica e delle istituzioni, tale importanza è scaturita dalle potenzialità di questo sistema di ridurre le emissioni di gas serra nell'ambiente, tema centrale nel dibattito mondiale a partire dal protocollo di Kyoto in avanti; questo si è tradotto nella creazione di forti regimi di incentivazione, sia in Italia che in altri paesi, che hanno favorito la nascita di un numero sempre crescente di impianti installati e la crescita di conoscenze, capacità progettuali e gestionali nel campo agroenergetico.

La reale sostenibilità ambientale di questo sistema di produzione di energia richiede però di essere valutata con strumenti scientificamente consistenti. Non è infatti sempre scontato che una fonte di energia rinnovabile sia automaticamente una buona soluzione per l'ambiente, poiché molteplici fattori ne determinano il profilo ambientale. Negli ultimi anni sono stati realizzati molteplici studi di analisi LCA relativi alla produzione di biogas (Mezzullo et al., 2012; Boulamanti et al., 2013; Chevalier e Meunier, 2005; De Meester et al., 2012; De Vries et al., 2012; Kimming et al., 2011).

La maggior parte di questi studi considera applicazioni in cui il biogas è utilizzato per la produzione di energia elettrica. I risultati di questi studi confermano che la produzione di energia elettrica da biogas comporta minori emissioni di gas serra e minor consumo di risorse fossili rispetto a quelle associate alle fonti tradizionali. Molto spesso però in altre categorie di impatto, quali ad esempio acidificazione ed eutrofizzazione, gli impatti del biogas sono elevati, principalmente a causa della gestione del digestato, che rappresenta un sottoprodotto del processo (Boulamanti et al., 2013 ; De Meester et al, 2012).

Lo scopo della presente analisi è quello di analizzare mediante uno studio di Life Cycle Assessment la sostenibilità ambientale della produzione di energia elettrica in un impianto di digestione anaerobica. L'impianto oggetto del presente caso studio è situato a Correggio (RE) e utilizza colture dedicate, scarti agricoli e residui dell'allevamento come biomassa per il processo.

Al fine di compiere un attento studio riguardante la sostenibilità energetico-ambientale di un impianto per la produzione di energia elettrica da biogas, è necessario analizzare correttamente ogni singolo processo: vi è infatti una certa complessità, in quanto la variabilità della produzione è legata strettamente ai substrati alimentati all'impianto, alle condizioni chimico-fisiche di digestione e alle modalità di gestione e controllo messe in atto.

Questo studio è stato realizzato all'interno del programma Climate KIC-Pioneers into Practice, svolto presso il Laboratorio LCA ed Ecodesign di ENEA, e si inserisce nell'ambito del progetto nazionale "Biomassval", di cui ENEA è partner, finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali.

I risultati del presente studio sono stati divulgati in due importanti conferenze: la prima presentazione, dal titolo "Environmental Assessment of electricity production from an anaerobic digestion plant" (Fantin et al., 2013) è stata tenuta durante la conferenza 18th LCA Case Study Symposium "LCA in market research and policy: Harmonisation beyond standardisation" organizzata dalla SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) nel 2013 a Roma; la seconda presentazione, dal titolo "How can different models for calculating digestate emissions affect the LCA results the case of an Italian anaerobic digestion plant" (Fantin et al., 2014) è stata effettuata durante la conferenza "Strumenti per la valutazione della sostenibilità di prodotti/processi: Environmental and Social LCA, Life Cycle Costing, Environmental Footprint, Carbon & Water Footprint, Emergy, MFA" tenutasi a Rimini nel 2014 in occasione della fiera Ecomondo e organizzata dall'Associazione Rete Italiana LCA.

6.1.1 Descrizione del sistema analizzato

La digestione anaerobica è un processo di conversione di tipo biochimico che avviene in assenza di ossigeno e consiste nella trasformazione e degradazione, ad opera di microrganismi, di sostanza organica complessa. Tale processo di conversione da origine al biogas, di cui si è ampiamente parlato in precedenza, e al digestato, materiale organico stabile e ricco di elementi nutritivi, quali azoto, fosforo e potassio, che può rappresentare un eccellente fertilizzante in grado di sostituire i comuni concimi di sintesi.

Il processo di digestione anaerobica può essere diviso in 4 fasi principali:

- ✓ *Idrolisi*, durante la quale i substrati organici complessi, quali proteine, grassi e carboidrati, vengono degradati in composti organici più semplici, quali aminoacidi, acidi grassi e zuccheri.
- ✓ *Acidogenesi*, nella quale i composti solubili derivati dalla fase di idrolisi vengono metabolizzati dai microrganismi acidogenici e si scindono in molecole ancora più semplici come gli acidi grassi volatili, con la produzione di idrogeno ed anidride carbonica come sottoprodotto.
- ✓ *Acetogenesi*, durante la quale i batteri acetogeni convertono gli acidi grassi volatili e a lunga catena principalmente in acido acetico, biossido di carbonio ed idrogeno.
- ✓ *Metanogenesi*, che rappresenta l'ultima fase del processo, durante la quale, per mezzo dei batteri metanigeni, avviene la produzione di metano, anidride carbonica e acqua.

I parametri chimici che servono per valutare una biomassa e formulare una "razione" adeguata per il digestore sono diversi; se ne riportano di seguito i principali:

- ✓ *Il contenuto di solidi totali (TS)*, che indica il grado di concentrazione del materiale introdotto nel digestore.
- ✓ *Il contenuto di solidi volatili (Volatile Solids, VS)*, che indica la quantità di sostanza organica presente nella biomassa e potenzialmente trasformabile in biogas: le colture energetiche, per esempio, hanno un contenuto di solidi volatili che supera il 90%, mentre i materiali predigeriti, come per esempio i reflui zootecnici, si fermano al 60-70%.
- ✓ *La biodegradabilità del substrato*, che indica la frazione di sostanza organica decomponibile dai batteri, che per gli alimenti è in genere superiore all'80%.
- ✓ *Il contenuto di azoto*, fondamentale per un corretto svolgimento dei processi biologici in quanto favorisce un adeguato tasso di crescita microbica; in particolare, la misura del contenuto adeguato di azoto viene evidenziata dal rapporto tra carbonio e azoto (C/N), che deve essere inferiore a 30 per garantire che le reazioni procedano in maniera corretta.

- ✓ *La richiesta di fosforo*, il cui parametro è rappresentato dal rapporto tra carbonio e fosforo (C/P), che deve essere compresa tra 120 e 150, e *il contenuto di potassio*, la cui quantità rispetto al carbonio (C/K) deve rientrare in un range che va da 45 a 100.

La combinazione dei vari parametri determina il potenziale di produzione di biogas (ABP) e la percentuale di metano contenuta nel biogas; tali parametri rappresentano gli aspetti di maggior interesse per la valutazione della convenienza di utilizzo di una biomassa in un impianto di digestione anaerobica.

L'impianto analizzato in questo studio è di proprietà della Cooperativa Agroenergetica Territoriale Correggio (CAT), società nata nel 2007 da un progetto sviluppato da un gruppo di agricoltori.

Tale impianto, entrato in funzione nel 2010, produce biogas successivamente utilizzato per la produzione di energia elettrica per mezzo di due cogeneratori di potenza complessiva di 998 kW_{el}. Il cogeneratore produce anche energia termica per una potenza installata complessiva di 880 kW_{th}. Questa energia termica viene utilizzata in minima parte per il riscaldamento delle vasche, mentre per maggior parte viene dissipata, come avviene nella quasi totalità degli impianti installati in Italia.

L'alimentazione base dell'impianto è costituita da colture dedicate, principalmente mais insilato e trinciati di triticale e, in misura minore, sorgo e barbabietola. Inoltre, l'impianto utilizza anche vari sottoprodotti agricoli, quali polpe di barbabietole suppressate, graspi e vinacce in quantitativi variabili da anno ad anno e, infine, liquami.

Le colture dedicate ed i sottoprodotti biologici, prima di essere caricate nel digestore, vengono temporaneamente stoccati in tre grandi trincee, a differenza del liquame che è tenuto in una vasca dedicata. L'alimentazione dell'impianto è realizzata tramite due caricatori automatici nel caso della biomassa solida, mentre l'inserimento dell'influente liquido avviene tramite una pompa dedicata. Il processo di fermentazione avviene all'interno di vasche in cemento armato, coperte da un telo che ha il compito di trattenere il biogas prodotto. L'impianto presenta due fermentatori primari nei quali avvengono le principali fasi di produzione del biogas, un postfermentatore e una vasca residui in cui si completa il processo. Tutte queste vasche sono equipaggiate di 3 miscelatori che favoriscono il corretto mescolamento del substrato durante la digestione. Per mantenere le temperature interne delle vasche intorno ai 40°C, temperatura ottimale per un processo mesofilo, i due fermentatori e il postfermentatore sono dotati di pannelli radianti che valorizzano una frazione del calore proveniente dai cogeneratori riscaldando il contenuto delle vasche. Il biogas prodotto dalla digestione anaerobica viene convogliato ai due cogeneratori; prima della combustione viene raffreddato e depurato dall'H₂S mediante filtri a carboni attivi. La combustione del biogas nei cogeneratori produce energia elettrica ed energia termica. La parte di energia termica non utilizzata per il riscaldamento dell'impianto di digestione, viene dissipata, causando anche un

dispendio non indifferente di energia elettrica. Oltre al biogas, il processo di digestione produce il digestato: questo prodotto viene separato in una frazione solida e una frazione liquida, dopo essere stato prelevato dalla vasca residui. La frazione solida viene stoccata sul piazzale adiacente al separatore, mentre la frazione liquida è pompata all'interno di una vasca scoperta per lo stoccaggio. Entrambe le frazioni vengono successivamente sparse nei campi.

6.1.2 Definizione degli obiettivi

Questo studio LCA ha avuto l'obiettivo di valutare l'impatto ambientale causato dalla produzione di energia elettrica ottenuta dalla combustione del biogas prodotto nell'impianto precedentemente descritto.

L'unità funzionale scelta è la produzione di 1 MJ di energia elettrica. Per valutare la reale sostenibilità ambientale del processo, si è successivamente confrontato l'impatto ambientale dell'energia prodotta dal sistema analizzato con l'impatto del mix elettrico nazionale italiano.

I confini del sistema, riportati in Figura 16 comprendono tutte le fasi relative alla produzione agricola delle colture dedicate, il trasporto della biomassa, il processo di produzione e combustione del biogas e la gestione del digestato.

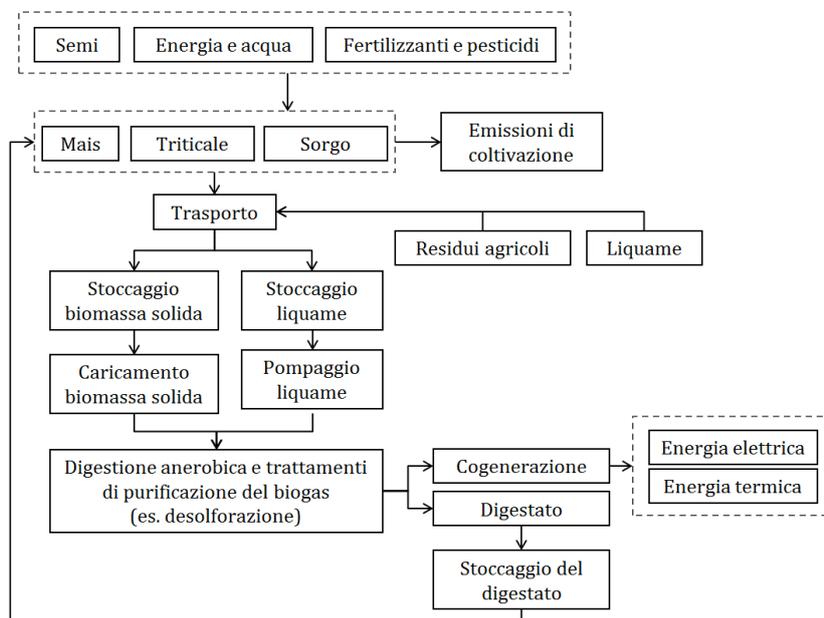


Figura 16: Confini del sistema analizzato, relativo al processo di produzione di energia elettrica da biogas.

6.1.3 Analisi di inventario

I dati primari utilizzati per l'analisi sono stati forniti dal gestore dell'impianto e dagli agricoltori che fanno parte della Cooperativa CAT proprietaria dell'impianto e fanno riferimento all'anno 2012. Tali informazioni sono anche riportate in un report tecnico di Enea (Fantin et al., 2014).

Relativamente ai dati secondari si è invece fatto ricorso alla banca dati Ecoinvent v.2.0, mentre l'impatto ambientale associato alla produzione di 1 MJ di energia elettrica prelevato dalla rete nazionale è stato calcolato utilizzando l'inventario relativo al mix di produzione di energia elettrica italiana fornito dalla banca dati ELCD 3.0.

Il sistema analizzato può essere scomposto in tre fasi principali:

- ✓ fase agricola, relativa alla produzione delle colture utilizzate per alimentare l'impianto;
- ✓ fase di digestione anaerobica e cogenerazione;
- ✓ fase di gestione del digestato in uscita dai fermentatori.

Nei paragrafi che seguono è riportata una breve descrizione dell'analisi di inventario delle fasi sopra citate. È necessario fin da ora precisare che l'analisi non ha un carattere valido per tutti gli impianti di digestione anaerobica, in quanto numerosi parametri, quali in particolare tipologie di biomassa utilizzata e gestione del digestato, hanno un peso significativamente rilevante nei risultati ottenuti. Tuttavia, si è cercato di costruire e modellare un processo versatile e parametrizzato: questo può rappresentare il punto di partenza per analisi future di scenari differenti.

Infine è importante sottolineare un aspetto metodologico utilizzato in questa valutazione. Il sistema analizzato è un sistema multifunzionale, in quanto produce tre principali output quali energia elettrica, energia termica e digestato. Nei casi di sistemi multifunzionali generalmente insorge un problema di allocazione degli impatti ambientali ai diversi output. In questo caso gli impatti ambientali sono stati allocati integralmente all'energia elettrica prodotta, in quanto:

- ✓ l'energia termica prodotta non è utilizzata, se non in minima parte per l'autoconsumo richiesto dalle vasche del digestore; qualora l'azienda deciderà di valorizzare questo output allora si potrà valutare la possibilità di allocare una quota degli impatti all'energia termica;
- ✓ il digestato rappresenta a tutti gli effetti un residuo del processo, utilizzato come ammendante/fertilizzante nei terreni; per questo si è deciso di attribuire alla produzione di energia elettrica anche gli impatti ambientali associati allo stoccaggio e allo spandimento del digestato.

Fase agricola

La fase agricola comprende le operazioni di preparazione del terreno, semina, concimazione, irrigazione e trinciatura delle tre colture dedicate coltivate per alimentare l'impianto.

Relativamente ai fitofarmaci è stato valutato l'impatto ambientale della loro produzione ma non gli effetti tossicologici del loro utilizzo a causa della mancanza di modelli consistenti per la quantificazione delle emissioni.

Le principali colture dedicate utilizzate sono mais e triticale, mentre sorgo e barbabietole sono state utilizzate nel 2012 in minima proporzione. Come detto precedentemente le quantità utilizzate delle diverse biomasse variano anno per anno, anche se il mais rappresenta sempre la coltura centrale per questo processo. Oltre alle colture dedicate, l'impianto utilizza anche sottoprodotti e residui agricoli, quali in particolare graspi, polpa di barbabietola suppressata, vinacce e liquami. La polpa di barbabietola suppressata rappresenta un sottoprodotto del processo di trasformazione della barbabietola che viene comunemente utilizzato per l'alimentazione zootecnica. Dato che non è propriamente uno scarto di produzione, si è deciso di allocargli una quota parte dell'impatto ambientale del processo di trasformazione della barbabietola sulla base del valore economico rispetto agli altri prodotti del processo (zucchero e melassa), seguendo il modello proposto dalla banca dati Ecoinvent. Graspi, vinacce e liquami rappresentano dei residui agricoli, l'impatto della cui produzione è stato escluso dai confini del sistema. Pertanto di questi prodotti si è valutato unicamente l'impatto del trasporto all'impianto di digestione anaerobica. Le quantità di prodotti e sottoprodotti utilizzati nel 2012 sono riportati in Tabella 16.

| Tipo di biomassa | Mais | Triticale | Sorgo | Barbabietole | Graspi | Polpa | Vinacce | Liquami |
|-------------------------|------|-----------|-------|--------------|--------|-------|---------|---------|
| Quantità [t] | 9987 | 4472 | 199 | 86 | 1066 | 1948 | 92 | 3900 |

Tabella 16: Biomassa complessiva utilizzata nel 2012 per l'alimentazione dell'impianto.

Tutti i dati relativi agli input dei processi agricoli sono stati ottenuti direttamente dagli agricoltori, con eccezione del processo di coltivazione della barbabietola rispetto al quale si è fatto ricorso alla banca dati Ecoinvent a causa della mancanza di dati primari; dato il modesto utilizzo di questo prodotto (meno dell'1% del totale delle colture utilizzate), il ricorso a dati secondari può essere considerato accettabile. Gli input dei processi agricoli analizzati, riportati in Tabella 17, sono i semi, i fertilizzanti, i pesticidi, il consumo di diesel per le operazioni agricole e il consumo di acqua. Le emissioni generate dalla combustione del diesel sono state stimate in accordo con Nemecek e Kägi (2007). Le emissioni di N₂O in aria, sia dirette che indirette, le emissioni di NH₃ in aria e di NO₃ in acqua sono state stimate utilizzando il modello proposto dall'IPCC. Le emissioni di CO₂ in aria, causate dall'applicazione di urea, sono state calcolate utilizzando il modello fornito da Nemecek e Kägi (2007).

| Componente | Unità di misura | Mais | Sorgo | Triticale |
|---|------------------------|-------------|--------------|------------------|
| Rese | t/ha | 65 | 50 | 40 |
| Diesel | L/ha | 259 | 93 | 87 |
| Olio lubrificante | L/ha | 1.1 | 0.52 | 0.52 |
| <i>Fertilizzanti</i> | | | | |
| Urea (46% N) | kg/ha | 650 | 450 | 25 |
| Nitrato di ammonio (35% N) | kg/ha | 0 | 0 | 30 |
| N tot | kg/ha | 299 | 207 | 19 |
| Anidride fosforica (26% P ₂ O ₅) | kg/ha | 150 | 0 | 0 |
| Semi | kg/ha | 2 | 18 | 200 |
| <i>Pesticidi</i> | | | | |
| Glifosate - 360 g/L | L/ha | 2.5 | 2.5 | 0 |
| Merlin - 375 g/L | L/ha | 1.2 | 0 | 0 |
| Sulfony Iurea | L/ha | 0 | 0 | 60 |
| Acqua | m ³ /ha | 650 | 0 | 0 |

Tabella 17: Input del processo di coltivazione di mais, sorgo e triticale.

Dopo la fase di raccolta, sia le biomasse dedicate sia le biomasse residuali sono inviate all'impianto di digestione anaerobica mediante l'utilizzo di trattori provvisti di carri da 18 tonnellate, trasportate per una distanza media di circa 10 km, ad eccezione della polpa suppressata e dei liquami che sono trasportati rispettivamente per una distanza di 54 km e 6 km.

Digestione anaerobica e cogenerazione

Relativamente all'anno 2012, l'impianto di digestione anaerobica ha processato 21,750 t di biomassa complessiva, producendo 3,898,000 Nm³ di biogas, con una concentrazione di metano del 51.8% in media. La quantità complessiva di energia elettrica prodotta è stata di 8.62 GWh_{el} di cui il 9.3% è stato utilizzato per l'autoconsumo dell'impianto. Inoltre circa 70 MWh_{el}, corrispondenti a meno dell'1% della produzione, sono stati acquistati dalla rete e utilizzati per l'illuminazione dell'impianto e per il processo di separazione tra il digestato liquido e solido. Tali consumi, non essendo funzionali in senso stretto al processo, non vengono soddisfatti come autoconsumo.

Le colture dedicate, i sottoprodotti e i residui solidi che giungono all'impianto di digestione anaerobica vengono sottoposti ad una pressatura eseguita con due trattori e successivamente insilati nelle trincee. Il tempo di insilamento ha una durata di circa 3 mesi, terminato il quale, quando richiesto, gli insilati vengono caricati, mediante un mezzo agricolo, sugli alimentatori automatici che provvedono a inserire i prodotti nell'impianto. I mezzi agricoli che compiono le operazioni di pressatura e carico, consumano annualmente circa 10,500 L di gasolio. I motori elettrici, che consentono il funzionamento dell'impianto, richiedono annualmente circa 5,850 L di olio lubrificante.

Durante la fase di digestione anaerobica si verificano emissioni indirette di biogas in atmosfera a causa di perdite dell'impianto, stimate l'1% in volume del biogas prodotto (Herrmann, 2013). Il processo di combustione del biogas genera emissioni di sostanze inquinanti nell'ambiente, i cui valori, soggetti a monitoraggio continuo, sono stati forniti dall'azienda e contabilizzati nell'analisi.

Gestione del digestato

Il digestato è il materiale residuo del processo di digestione anaerobica ed è ricco di azoto, fosforo e potassio, nutrienti minerali richiesti dalle colture per il proprio sviluppo. Tale materiale, come detto in precedenza, viene separato nelle sue frazioni liquida e solida ad opera di un separatore a vite e successivamente sparso nei terreni come fertilizzante/ammendante.

La quantità totale di digestato prodotto nel 2012 è stata di 18,700 tonnellate, di cui circa l'87% costituisce la frazione liquida, stoccata in una vasca aperta e il rimanente 13% la frazione solida, stoccata in piazzale.

La frazione liquida viene sparsa con un trattore in quantità di 57 m³ per ettaro. La frazione solida del digestato viene distribuita tramite carri per lo spandimento del letame in quantità di circa 40 t per ettaro. Questo prodotto non sostituisce alcun fertilizzante, ma ha solo proprietà ammendanti che migliorano le condizioni del suolo, arricchendolo, in particolare, di sostanza organica. Il beneficio derivante è però difficilmente stimabile e pertanto non è stato considerato nell'analisi.

La gestione del digestato comporta emissioni nell'ambiente sia durante la fase di stoccaggio che di spandimento (Rehl et al., 2012). Per la valutazione di tali emissioni è stato utilizzato il modello proposto dall'IPCC relativamente alle emissioni di CH₄ in fase di stoccaggio e di NO₃⁻ in fase di spandimento, mentre per le emissioni di N₂O e NH₃ sia in fase di stoccaggio che di spandimento sono stati utilizzati i dati proposti Amon et al. (2006 a e b). Questi studi propongono dati misurati direttamente in una campagna sperimentale svoltasi in Austria, e sono stati utilizzati come riferimento anche da altri studi di analisi LCA relativi ad impianti di digestione anaerobica (Boulamanti et al., 2013).

Metodo di analisi degli impatti

In questo studio sono state utilizzate le principali categorie di impatto midpoint proposte dall'ILCD handbook (European Commission's Joint Research Centre, 2011), quali in particolare (i) riscaldamento globale, (ii) acidificazione, (iii) eutrofizzazione, (iv) esaurimento delle risorse abiotiche, (v) ossidazione fotochimica e (vi) riduzione dello strato di ozono stratosferico. Per la valutazione di queste categorie sono stati utilizzati i fattori di caratterizzazione del metodo di calcolo degli impatti CML 2001 (Guinée, 2001).

6.1.4 Analisi degli impatti e conclusioni

In Tabella 18 sono riportati gli impatti complessivi associati alla produzione di 1 MJ di energia elettrica e il contributo percentuale delle diverse fasi in cui è stato suddiviso il processo, in particolare (a) coltivazione della biomassa, (b) digestione anaerobica e cogenerazione, (c) trasporto della biomassa all'impianto e trasporto del digestato alle aziende agricole, ed (d) emissioni associate a stoccaggio e spandimento del digestato.

I risultati evidenziano che la fase agricola di coltivazione è la principale causa di impatti nelle categorie riscaldamento globale (57%), riduzione dello strato di ozono stratosferico (71%) ed esaurimento delle risorse abiotiche (70%), contribuendo in modo rilevante anche nelle rimanenti categorie di impatto; alla fase di digestione e cogenerazione è associato il principale contributo nella categoria ossidazione fotochimica (56%), mentre le emissioni del digestato sono la principale causa di impatti per l'acidificazione (86%) e l'eutrofizzazione (76%).

| Categorie di impatto | Unità di misura | Totale | Coltivazione colture dedicate | Digestione anaerobica | Trasporto | Gestione del digestato |
|-------------------------------------|--------------------------------------|----------|-------------------------------|-----------------------|-----------|------------------------|
| Riscaldamento globale | kg CO ₂ eq. | 7.98E-02 | 57% | 17% | 5% | 21% |
| Acidificazione | kg SO ₂ eq. | 4.62E-03 | 10% | 3% | 1% | 86% |
| Eutrofizzazione | kg PO ₄ ³⁻ eq. | 1.68E-03 | 21% | 2% | 1% | 76% |
| Esaurimento delle risorse abiotiche | kg Sb eq. | 3.66E-04 | 70% | 18% | 7% | 5% |
| Ossidazione fotochimica | kg C ₂ H ₄ eq. | 3.31E-05 | 39% | 56% | 3% | 2% |
| Riduzione dello strato di ozono | kg CFC-11 eq. | 5.65E-09 | 71% | 15% | 8% | 6% |

Tabella 18: Impatto ambientale della produzione di 1 MJ di energia elettrica prodotto dall'impianto di digestione anaerobica, suddiviso tra le diverse fasi del ciclo produttivo.

Tali risultati sono stati sottoposti ad una fase di normalizzazione, al fine di evidenziare il reale contributo che il sistema in questione apporta alle categorie di impatto analizzate.

I risultati della fase di normalizzazione, riportati in Figura 17, evidenziano che l'impatto ambientale più rilevante è quello apportato alle categorie acidificazione ed eutrofizzazione, meno significativo ma non trascurabile risulta quello apportato alle categorie riscaldamento globale ed esaurimento delle risorse abiotiche, mentre sostanzialmente trascurabile è l'impatto nelle categorie ossidazione fotochimica e riduzione dello strato di ozono stratosferico.

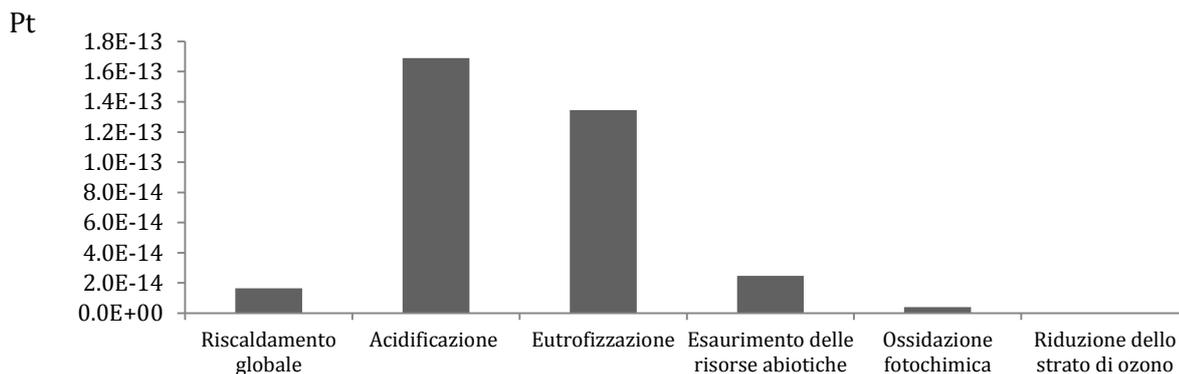


Figura 17: Impatto ambientale normalizzato della produzione di 1 MJ di energia elettrica prodotto dall'impianto di digestione anaerobica.

Confrontando l'impatto ambientale della produzione di 1 MJ di energia elettrica all'interno dell'impianto analizzato con quello relativo al mix italiano di produzione (Figura 18), emerge che l'energia prodotta da digestione anaerobica risulta essere circa equivalente nella categoria ossidazione fotochimica, meno impattante nelle categorie riscaldamento globale (-42%) e esaurimento delle risorse abiotiche (-59%) e più impattante, di oltre un ordine di grandezza, nelle categorie riduzione dello strato di ozono stratosferico, acidificazione ed eutrofizzazione.

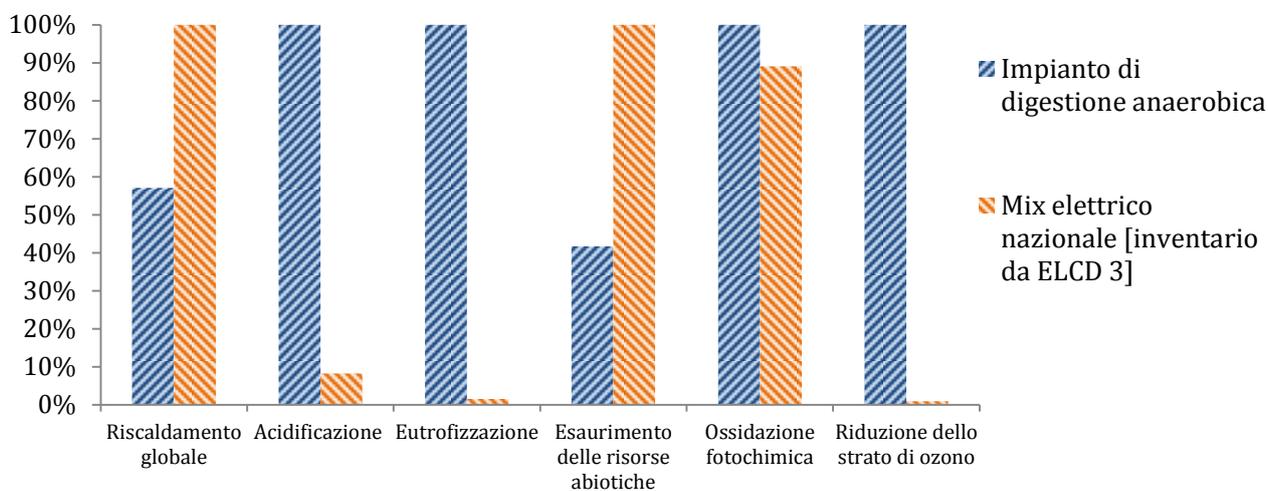


Figura 18: Confronto tra gli impatti di 1 MJ di energia elettrica prodotto dall'impianto di digestione anaerobica analizzato e quello prelevato dalla rete elettrica italiana.

Le categorie acidificazione ed eutrofizzazione sono quelle risultate maggiormente critiche dalla fase di normalizzazione. Come mostrato precedentemente in Tabella 18, la principale causa di impatto ambientale di queste due categorie è rappresentata dalle emissioni causate dalla gestione del digestato.

Dai risultati dello studio si può concludere che non è al momento possibile affermare che la produzione di energia elettrica da biogas sia sempre e ad ogni condizione una modalità sostenibile

di produzione di energia elettrica. Infatti, se da un lato comporta effettivamente la riduzione delle emissioni di gas climalteranti e del consumo di risorse fossili, allo stesso tempo è risultata essere maggiormente critica in tutti gli altri indicatori analizzati.

Questi risultati allo stesso tempo non condannano il biogas, ma fanno emergere alcune riflessioni importanti. In primo luogo è importante cercare migliori alternative per la gestione del digestato. Come primo aspetto, è fondamentale mantenere il digestato coperto durante lo stoccaggio, evitando così la maggior parte delle emissioni associate a questa fase. Inoltre, una possibile alternativa più sostenibile potrebbe essere quella di sottoporre il digestato ad essiccazione, al fine di produrre concime più stabile o pellet da utilizzare come combustibile solido in impianti di riscaldamento. In entrambi i casi, oltre ad una riduzione delle emissioni associate alla gestione del digestato, si avrebbe l'opportunità di recuperare parte dell'energia termica prodotta dall'impianto, ad oggi dissipata.

Il calore prodotto dall'impianto può essere valorizzato in diversi modi; l'essiccamento per le applicazioni sopra riportate rappresenta una possibile alternativa, ma in molti casi tale calore potrebbe essere utilizzato, ad esempio, in impianti di teleriscaldamento. In generale, la valorizzazione del calore prodotto dal processo di cogenerazione rappresenta una condizione essenziale per il miglioramento della sostenibilità ambientale degli impianti a biogas.

Infine, un ultimo aspetto centrale per il miglioramento della sostenibilità ambientale di questi sistemi è rappresentato da un maggiore utilizzo di scarti agricoli e rifiuti. L'utilizzo di residui, quali FORSU o scarti alimentari non utilizzabili per finalità più nobili almeno in parziale sostituzione alle colture dedicate, consentirebbe di valorizzare scarti altrimenti inviati in discarica o, nella migliore delle ipotesi, utilizzati come compost e di ridurre la coltivazione di biomassa dedicata, evitando così sia gli impatti associati agli input e agli output della produzione agricola di tali prodotti, sia l'occupazione di terreni altrimenti utilizzabili per la produzione di colture alimentari.

In conclusione, la sostenibilità ambientale del biogas non può essere definita a priori, ma dipende in maniera determinante da molteplici aspetti, i principali dei quali sono stati evidenziati in questa ultima sezione. Ottimizzare l'utilizzo energetico, migliorare la gestione del digestato e utilizzare in maniera preponderante biomassa di scarto in sostituzione di prodotti agricoli dedicati rappresentano le principali questioni da cui dipende il profilo ambientale di questo sistema.

Anche in questo caso l'analisi LCA si è dimostrata lo strumento migliore per indagare la reale sostenibilità di un sistema. Una criticità di questo metodo relativamente al sistema analizzato è legata alla difficoltà di reperire modelli di calcolo consistenti relativi alla quantificazione delle emissioni delle fasi agricole, in particolare in questo caso legate alla gestione del digestato. Si ritiene necessario che organismi internazionali di riferimento, tra i quali l'IPCC e il Joint Research

Centre della Commissione Europea, forniscano indicazioni, strumenti e modelli riconosciuti a livello internazionale che possano essere utilizzati per valutare tali aspetti che, come si è visto, in molti casi risultano essere decisivi per la corretta stima degli impatti ambientali.

6.2 Analisi della letteratura relativa alla sostenibilità ambientale delle bioplastiche utilizzate nel settore agroalimentare

Il packaging per alimenti rappresenta un segmento ad alto tasso di crescita ed è tra quelli che più si è innovato negli ultimi anni, grazie soprattutto ai provvedimenti adottati dai produttori per rispondere ai cambiamenti normativi e alle pressioni dei consumatori. Tra le diverse spinte innovative, emerge la tendenza a realizzare packaging sempre più efficienti e sostenibili, al fine di limitarne l'impatto sull'ambiente.

È all'interno di questo contesto che negli ultimi decenni si è avuto l'avvento delle bioplastiche, ossia plastiche che derivano da fonti rinnovabili, oppure sono biodegradabili, o presentano entrambe le proprietà. Le bioplastiche derivanti da fonti rinnovabili, possono essere prodotte a partire da una grande varietà di materie prime, quali ad esempio prodotti agricoli (mais, soia, etc..), alghe e scarti alimentari (Flieger et al., 2003; Landis et al., 2007).

La finalità di questo studio è stata quella di valutare, sulla base della letteratura disponibile, la sostenibilità ambientale di questi materiali. In particolare sono state valutate nello specifico 3 tipologie di materiali, quali acido polilattico (PLA), poliidrossialcanoati (PHA) e bioplastiche a base amido. Tali materiali sono tutti sia di origine naturale che biodegradabili. La scelta della tipologia dei materiali è stata determinata da due motivazioni principali: i materiali selezionati sono quelli che presentano il maggior numero di applicazioni e le maggiori potenzialità nel settore del packaging alimentare; inoltre sono quelli rispetto ai quali in letteratura è stato reperito il maggior numero di valutazioni di sostenibilità ambientale.

6.2.1 Metodi utilizzati nell'analisi

L'analisi di letteratura è stata eseguita utilizzando la banca dati scientifica Scopus ed inserendo al suo interno, in combinazione, le parole chiave "LCA", "bioplastics" e "biopolymers".

Da questa prima valutazione sono stati selezionati 32 documenti. Tra questi, solo 18 sono stati utilizzati poiché contenenti dati utili per l'analisi. I 14 articoli rimanenti sono stati scartati o utilizzati solo per valutazioni qualitative, per diverse ragioni, le principali delle quali sono la non

confrontabilità dei risultati con altre pubblicazioni e la valutazione di applicazioni particolari, anch'esse non confrontabili con altri studi.

L'analisi è stata suddivisa in due sezioni principali. Nella prima sezione si è valutato il processo di produzione del materiale, mediante una analisi del tipo *cradle to gate*. Le fasi analizzate sono la coltivazione della biomassa e la fase di trasformazione industriale. I risultati dell'analisi sono stati successivamente confrontati con i principali materiali polimerici di origine fossile, quali HDPE, LDPE, PET, PP e PS.

Nella seconda sezione sono state valutate le differenti alternative di fine vita disponibili per tali materiali, al fine di comprendere i pro e i contro dei diversi possibili scenari. Gli scenari di fine vita considerati sono la discarica, l'incenerimento, il riciclaggio, il compostaggio e la digestione anaerobica.

Le ultime due alternative rappresentano soluzioni percorribili solo per sostanze biodegradabili, caratteristica soddisfatta dai materiali considerati.

La prima sezione che segue è dedicata al confronto del profilo ambientale dei biopolimeri considerati rispetto ai principali polimeri di origine fossile; la sezione successiva è relativa al confronto delle alternative di smaltimento; nell'ultima sezione sono infine riportate alcune considerazioni conclusive rispetto a quanto si può affermare circa la reale sostenibilità ambientale dei materiali analizzati, sulla base di quanto emerso nelle sezioni precedenti.

6.2.2 Confronto “cradle to gate” tra bioplastiche e plastiche tradizionali

La maggior parte degli studi selezionati ha fornito indicazioni quantitative sull'impatto ambientale della produzione di questi materiali relative a due categorie di impatto, quali il riscaldamento globale (Global Warming Potential, GWP) e il consumo di risorse non rinnovabili (Not Renewable Energy Use, NREU). Un numero molto limitato di studi ha valutato altri indicatori, rispetto ai quali però le informazioni fornite sono poche e difficilmente confrontabili tra loro in modo quantitativo. Per questo motivo, con riferimento ad indicatori di impatto diversi dai due menzionati, sono riportate unicamente considerazioni di tipo qualitativo. Questo rappresenta un importante limite della letteratura scientifica, in quanto anche altri indicatori di impatto ambientale non sono meno importanti rispetto ai due principalmente indagati.

Gli impatti ambientali relativi ai polimeri tradizionali sono stati calcolati utilizzando gli inventari forniti da PlastiEurope contenuti all'interno della banca dati di Ecoinvent (Hischier, 2007).

Acido Polilattico (PLA)

Il primo materiale considerato è l'acido polilattico. Tra gli studi di letteratura analizzati, 8 di questi hanno fornito indicazioni quantitative relativamente agli indicatori di impatto selezionati; di questi 8, 6 hanno riportato le emissioni di CO₂ (Vink et al., 2003, 2007 e 2010; Groot e Borén, 2010; Dinkel e Stettler, 2007; Suwanmanee et al., 2013), di cui i primi 4 hanno considerato nel computo anche la CO₂ biogenica assorbita durante la crescita delle coltura, mentre gli ultimi 2 non hanno considerato questo aspetto. Tutti e 8 gli studi (i 6 precedenti, a cui si aggiungono quelli di Bohlmann (2004) e Sakai et al. (2004)) hanno valutato, invece, il consumo di risorse non rinnovabili.

Il confronto tra gli impatti della produzione di PLA, sulla base della letteratura analizzata, e dei polimeri fossili è rappresentato graficamente in Figura 19, in cui è anche evidenziato il valore medio degli impatti, al fine di favorire il confronto tra i risultati.

Relativamente alle emissioni di CO₂, l'impatto ambientale del PLA risulta molto differente a seconda che si valuti o meno il carbonio catturato dalla biomassa durante la crescita. Nel caso in cui si contabilizzi tale aspetto, l'impatto ambientale associato alla produzione di PLA risulta in media di 1.4 kg CO₂ eq./kg di resina prodotta, inferiore di oltre il 40% in media rispetto a quello delle resine di origine fossile. Al contrario, negli studi in cui questo aspetto non è stato valutato, l'impatto del PLA è risultato addirittura superiore.

La contabilizzazione del carbonio catturato durante la fase di crescita della biomassa rappresenta un aspetto sul quale ancora oggi c'è ampio dibattito, ma nella maggior parte dei casi gli studiosi convengono sul fatto che tale stoccaggio vada contabilizzato.

Il consumo di risorse non rinnovabili risulta essere in media di 47 MJ/kg, circa il 40% in meno rispetto alle plastiche di origine fossile.

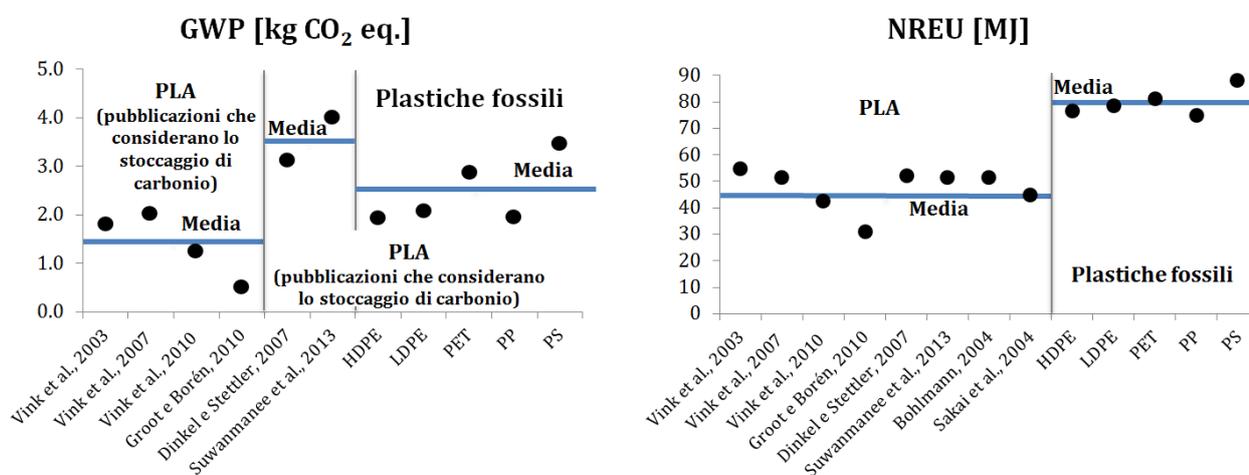


Figura 19: Confronto tra gli impatti ambientali relativi alla produzione di PLA e delle principali plastiche fossili.

Polidrossialcanoati (PHA)

Il secondo materiale considerato è la famiglia dei PHA, rispetto alla quale sono stati trovati in letteratura 8 studi riportanti informazioni utili per l'analisi. Tra questi studi, 6 forniscono valori quantitativi relativi sia alle emissioni di CO₂ che al consumo di risorse non rinnovabili per kg di resina prodotta (Akiyama et al., 2003; Kim e Dale, 2005 e 2008; Harding et al., 2007; Yu e Chen, 2008; Kendall, 2012); 1 studio fornisce indicazioni unicamente relative alle emissioni di gas serra (Kurdikar et al., 2000) e, infine, 1 studio riferisce solo il dato relativo al consumo di risorse non rinnovabili (Gerngross, 1999).

È importante sottolineare che, a differenza delle altre due famiglie di bioplastiche analizzate, per questa tipologia di materiali non esistono ad oggi impianti di produzione su larga scala, ma solo laboratori, impianti pilota e impianti di piccolissime dimensioni.

Le emissioni di CO₂ risultano essere in media di 1.6 kg/kg di resina prodotta, circa il 35% in meno rispetto alla media delle materie plastiche a base fossile; il consumo di risorse non rinnovabili si attesta intorno a 48 MJ/kg di resina, in media circa il 40% in rispetto i materiali tradizionali.

È importante sottolineare, come emerge chiaramente da Figura 20, che la variabilità dei dati è molto alta e che le emissioni e i consumi differiscono in maniera consistente tra i vari studi.

La grande variabilità dei risultati è in parte spiegata dalle diverse tecniche di trasformazione adottate e dalla biomassa di origine. Ad esempio, lo studio di Kurdikar et al. (2000) afferma che le emissioni di CO₂ sono maggiori di quelle derivanti dai polimeri tradizionali, nel caso la biomassa di origine sia il mais, mentre è inferiore se si usano biomasse diverse; questo studio inoltre riporta valori di consumo energetico molto elevati, oltre il doppio dei consumi dichiarati da impianti più recenti. Lo studio di Akiyama et al. (2003), che ha analizzato le emissioni di CO₂ e i consumi di risorse di PHA derivanti da soia (caso a) e da barbabietola (caso b), ha messo in luce un minore impatto associato al mais rispetto alla barbabietola. Lo studio di Kim e Dale (2005) afferma che i PHA pagano la mancanza di tecnologie mature, ma potenzialmente rappresentano una interessante alternativa ai polimeri tradizionali. Harding et al. (2007) ha individuato negli elevati consumi energetici associati al processo di trasformazione una delle principali cause di impatto ambientale di questi nuovi materiali. Relativamente agli studi più recenti, Kim e Dale (2008) e Yu e Chen (2008) hanno evidenziato buone performance ambientali di questi materiali, mentre lo studio più recente riscontrato in letteratura (Kendall, 2012) ha riportato dati di impatto molto più alti rispetto ad altri studi, e ha affermato che questi materiali risultano interessanti principalmente nel caso in cui siano prodotti a partire da rifiuti invece che da colture dedicate.

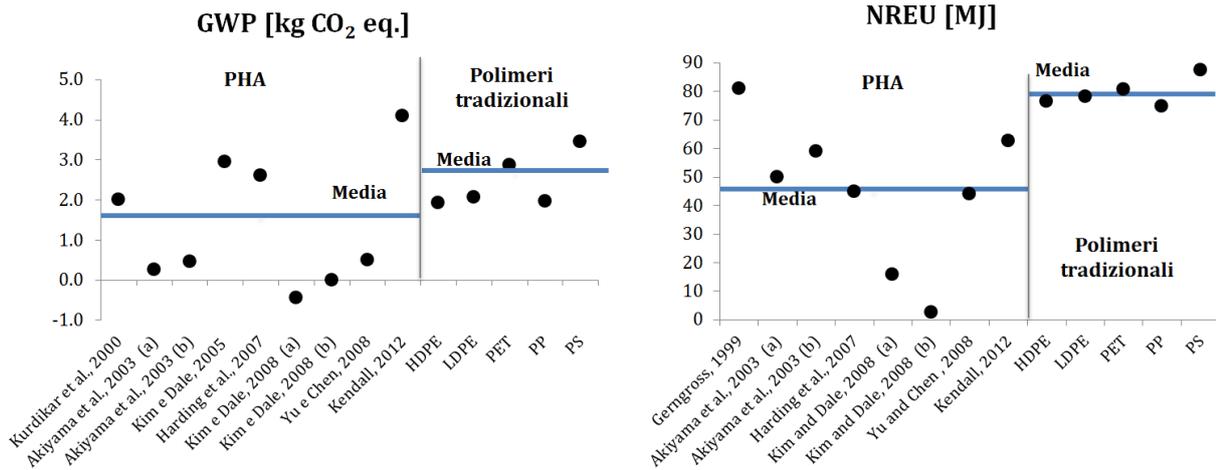


Figura 20: Confronto tra gli impatti ambientali relativi alla produzione di PHA e delle principali plastiche fossili.

Resine a base amido

L'ultima famiglia di biopolimeri considerata è quella delle resine a base amido, la più famosa delle quali è il Mater-b. Relativamente a tale tipologia di bioplastica, sono stati trovati in letteratura solamente 2 studi che hanno fornito indicazioni numeriche circa le emissioni di CO₂ e i consumi di risorse non rinnovabili associate alla produzione della resina (Stettler e Dinkel, 2007; Shen e Patel, 2008). Come mostrato in Figura 21, in media le emissioni di CO₂ dei polimeri a base amido analizzati sono risultati essere di 1.3 kg di CO₂/kg di resina, quasi il 50% inferiori rispetto alla media dei polimeri fossili; il consumo di risorse non rinnovabili è stato stimato in media di circa 39 MJ/kg di resina, oltre il 50% inferiore rispetto la media dei consumi relativi alle resine fossili. Shen e Patel (2008) hanno evidenziato però che, nonostante l'impatto delle resine a base amido sia risultato inferiore in queste due categorie rispetto ai polimeri tradizionali, non è possibile affermare in termini assoluti che questi materiali siano preferibili dal punto di vista ambientale.

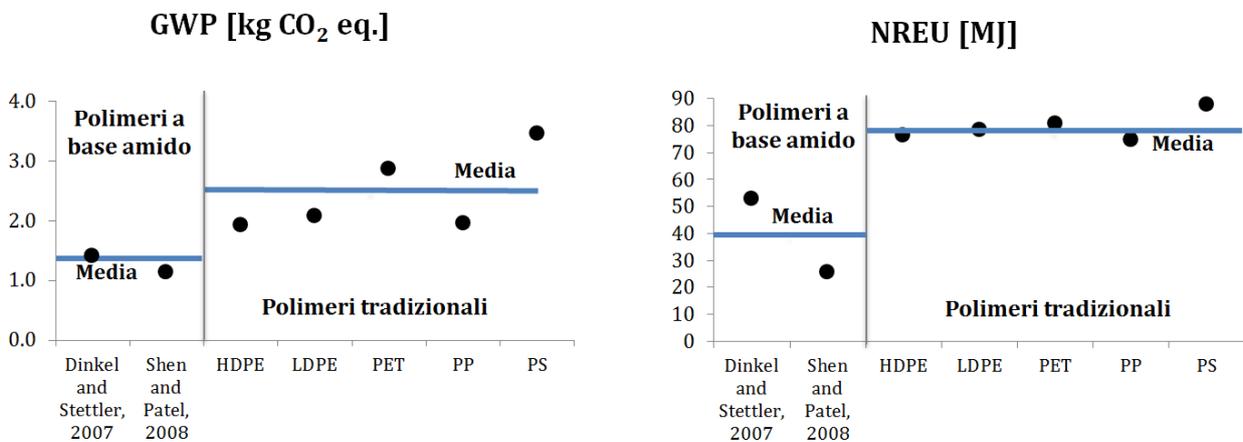


Figura 21: Confronto tra gli impatti ambientali relativi alla produzione di polimeri a base amido e delle principali plastiche fossili.

Considerazioni relative ad altre categorie di impatto

Come detto in precedenza, non è risultato possibile fornire dati quantitativi relativi ad altri indicatori di impatto ambientale. Quello che emerge dall'analisi di letteratura è però che gli impatti dei materiali di origine vegetale presentano criticità in diverse questioni ambientali importanti, quali eutrofizzazione e riduzione dello strato di ozono, a causa delle emissioni derivanti dai processi agricoli, e consumo di acqua; rispetto a tali categorie, l'impatto dei biomateriali risulta essere superiore rispetto alle resine tradizionali.

Alcune informazioni sono state fornite anche per altri indicatori di impatto ambientale, quali in particolare l'acidificazione e la formazione di smog fotochimico; relativamente a questi ultimi indicatori, dai risultati emersi dall'analisi, sembra che l'impatto dei biopolimeri sia paragonabile a quello delle resine fossili.

6.2.3 Confronto delle alternative di smaltimento

Le alternative di fine vita disponibili per polimeri biodegradabili, famiglia all'interno della quale rientrano i materiali oggetto della presente analisi, sono: smaltimento in discarica, incenerimento, riciclo, digestione anaerobica e compostaggio. Le prime tre alternative risultano essere comuni ai polimeri tradizionali, mentre le ultime due sono possibili unicamente per materiali che presentino la caratteristica della biodegradabilità.

Dalle poche informazioni reperite in letteratura rispetto alla gestione del fine vita di questi materiali, emerge che la digestione anaerobica rappresenta potenzialmente il migliore modo di gestire tali materiali, poiché è in grado da un lato di consentire il recupero di energia e allo stesso tempo di produrre un ammendante agricolo. Ulteriori studi sono però richiesti relativamente al potere metanigeno dei biomateriali al fine di comprendere la capacità dei microrganismi di trasformare questa biomassa in biogas. La produzione di compost comporta potenziali benefici, ma rispetto alla digestione anaerobica non è in grado di riutilizzare l'energia immagazzinata all'interno dei materiali. Entrambe le tecniche devono poi essere contestualizzate rispetto al territorio cui si fa riferimento; in particolare, in molte regioni del mondo non sono largamente diffusi impianti di compostaggio e di digestione anaerobica; in questi casi, inviare i materiali verso queste alternative di fine vita comporta trasporti su lunghe distanze, compensando o addirittura superando i benefici rispetto alle alternative di fine vita. L'incenerimento è risultato essere una soluzione in grado di garantire buoni risultati nelle categorie riscaldamento globale e consumo di risorse, ma presenta problemi in altri indicatori, quali in particolare categorie di tossicità.

Il riciclo è una alternativa in molti casi tecnicamente fattibile e, come nel caso delle resine fossili, rappresenta un'ottima soluzione poiché consente di ridurre la necessità di nuova biomassa e i

consumi energetici necessari per la produzione e la trasformazione (Piemonte, 2011). Allo stesso tempo però, allo stato attuale risulta economicamente non sostenibile, in quanto i materiali di origine naturale rappresentano una minima quota del mercato dei polimeri, con flussi troppo ridotti per consentire un ritorno economico dal loro riciclo (Song et al., 2009).

La discarica è in assoluto la peggiore tra le alternative e molto spesso, nel caso di biopolimeri, presenta addirittura ripercussioni più negative rispetto ad altri materiali, causate dalla biodegradazione che provoca l'immissione nell'ambiente di sostanze inquinanti, quali ad esempio metano (Spokas et al., 2006).

6.2.4 Considerazioni conclusive

Le informazioni reperite all'interno della letteratura scientifica relativa alla sostenibilità ambientale delle bioplastiche mostrano un quadro non ancora del tutto chiaro e delineato.

Nella prima fase è stato confrontato il profilo ambientale dei biopolimeri analizzati, quali PLA, PHA e resine a base amido, rispetto le resine plastiche tradizionali. I principali vantaggi ambientali relativi ai polimeri di origine naturale sono la riduzione delle emissioni di gas serra e la riduzione del consumo di risorse fossili associati al ciclo di produzione. È fondamentale sottolineare però che il miglioramento di questi indicatori di impatto non è sempre verificato, ma dipende fortemente dal processo produttivo, dal tipo di biomassa utilizzata per la produzione della resina e dalle varie condizioni al contorno. Inoltre, relativamente ad altre questioni ambientali, quali ad esempio l'eutrofizzazione, la riduzione dello strato di ozono e il consumo d'acqua, i polimeri di origine naturale sono risultati essere maggiormente critici.

Tra le alternative di fine vita, la digestione anaerobica è risultata essere quella che offre la prospettiva migliore, ma questo aspetto merita un maggiore approfondimento nel prossimo futuro. In definitiva, si può concludere che non è possibile affermare la maggiore sostenibilità delle bioplastiche rispetto alle resine tradizionali.

L'impossibilità di arrivare a conclusioni definitive dipende da vari fattori, legati principalmente, da un lato, alla grande variabilità delle tecniche di produzione e, dall'altro, all'eterogeneità e alla parzialità delle informazioni disponibili oggi in letteratura.

Relativamente alla prima questione, le bioplastiche rappresentano una novità degli ultimissimi anni e per questa ragione sono prodotte tramite processi non ancora standardizzati. Questo aspetto è ovviamente molto differente nel caso di polimeri fossili, le cui tecniche di produzione sono ormai consolidate e standardizzate a livello mondiale da molti anni. Gli impianti di produzione delle resine di origine naturale sono caratterizzati spesso da scarsa efficienza energetica a causa delle ridotte dimensioni che ne impediscono la scalabilità dei consumi. Capita

spesso inoltre che la produzione delle bioresine avvenga in impianti pilota, ancora molto lontani dal raggiungimento dell'ottimizzazione dei processi (Gironi e Piemonte, 2010). Da questo punto di vista, il raggiungimento di un maggiore livello di maturazione dei sistemi produttivi consentirà di ridurre fortemente l'impatto ambientale associato alla fase di trasformazione. Altro aspetto centrale al fine di determinare la sostenibilità ambientale di questi materiali di nuova concezione è associato al tipo di biomassa impiegata per la produzione. Come nel caso dei biocarburanti, il ricorso a biomasse di scarto in sostituzione delle colture dedicate è in grado di migliorare sostanzialmente il profilo ambientale di tali prodotti. Questa direzione è senza dubbio quella che maggiormente deve essere perseguita e, negli ultimissimi anni stanno nascendo interessanti progetti in questa direzione.

Il secondo aspetto critico evidenziato è quello relativo alla difficoltà di reperire in letteratura informazioni confrontabili e complete. La letteratura scientifica è stata negli ultimi anni largamente popolata da studi e valutazioni relativi alla sostenibilità ambientale delle bioplastiche, che però risultano spesso difficilmente confrontabili tra loro a causa dell'adozione di diversi confini del sistema e di unità funzionali; inoltre, molto spesso, suddetti studi non mettono a disposizione le informazioni relative alla fase di inventario, ma rimangono molto vaghi sulle considerazioni e le assunzioni fatte. Rimangono, inoltre, ancora aperte diverse questioni, quali ad esempio il tipo di approccio da tenere nei confronti della cattura della CO₂ da parte della biomassa durante il suo sviluppo che, come si è visto, risulta essere fondamentale per determinarne l'impatto ambientale di questi prodotti rispetto al tema del riscaldamento globale. Infine, un problema non meno grave è rappresentato dalla parzialità dei risultati forniti dalla maggior parte degli studi legata alle categorie di impatto analizzate; per tracciare un profilo ambientale completo, infatti, è necessario indagare un elevato numero di ecoindicatori.

Da queste considerazioni emerge la necessità di creare linee guida standardizzate e approvate a livello internazionale da esperti che facciano chiarezza sugli aspetti critici; tali linee guida dovrebbero anche indicare le categorie di impatto ambientale più significative per questa tipologia di prodotto e che pertanto devono essere integrate in una analisi del ciclo di vita; il faro da seguire è, infatti, quello di favorire la standardizzazione al fine di rendere meglio confrontabili gli studi e fornire strumenti più oggettivi e consistenti al fine di valutare la reale sostenibilità ambientale di questi prodotti. Oltre alla creazione di linee guida standardizzate, sarebbe importante che database di livello internazionale popolassero le proprie librerie con inventari relativi alle bioplastiche.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro di tesi ha avuto come oggetto la valutazione della sostenibilità ambientale del sistema agroalimentare tramite la discussione di alcuni casi studio svolti durante il triennio di dottorato. Il metodo utilizzato in tutte le analisi è il Life Cycle Assessment (LCA), strumento sempre più utilizzato per quantificare gli impatti ambientali di attività, prodotti e sistemi produttivi, attraverso l'identificazione e la quantificazione dell'energia e dei materiali impiegati e delle emissioni rilasciate nell'ambiente durante l'intero ciclo di vita.

Dopo una introduzione generale relativa al metodo utilizzato, alla sua storia, alle normative che lo regolamentano e alle fasi di cui è caratterizzato (Capitolo 1), è stata eseguita una panoramica sul settore agroalimentare, evidenziandone l'evoluzione e le principali sfide cui è sottoposto riguardanti il miglioramento della sostenibilità ambientale (Capitolo 2). L'impatto ambientale della produzione e distribuzione degli alimenti rappresenta un importante problema che, tra le altre cose, è responsabile in Europa di circa un quinto delle emissioni di gas serra e di circa un quarto dei consumi complessivi di risorse (European Commission, 2011).

Nel Capitolo 3 è stata analizzata la valutazione ambientale di un prodotto di origine agricola successivamente sottoposto ad un processo di trasformazione. La valutazione sistematica dell'impatto ambientale di questa tipologia di prodotti è di grande importanza nella mappatura della sostenibilità del settore agroalimentare, poiché la quasi totalità dei prodotti alimentari rientra all'interno di questa categoria. Il caso studio analizzato è relativo al processo di produzione di passata di pomodoro confezionata in vetro, che rappresenta un prodotto molto significativo per il nostro territorio.

Dall'analisi è emerso che gli impatti ambientali del processo di coltivazione sono rilevanti ed associati principalmente all'utilizzo di fertilizzanti e alle emissioni che ne derivano e al diesel richiesto dalle attrezzature agricole. La ricerca di pratiche agricole più sostenibili, che mirino al raggiungimento di un trade-off tra produttività e utilizzo di sostanze chimiche rappresenta uno degli aspetti centrali su cui il sistema agricolo dovrebbe porre l'attenzione al fine di perseguire una maggiore sostenibilità. Relativamente al processo di trasformazione, gli impatti ambientali sono risultati significativi ma inferiori rispetto alla coltivazione, causati prevalentemente dall'elevata richiesta energetica dei processi. La ricerca di processi sempre più efficienti da un punto di vista energetico, percorso ormai intrapreso ma con ancora ampi margini di miglioramento, rappresenta la giusta rotta da seguire.

La principale causa di impatto ambientale del caso studio analizzato è da imputarsi al packaging; questo risultato è legato principalmente all'elevato peso della confezione in vetro utilizzata per il

confezionamento di questa tipologia di prodotto, la cui produzione richiede una ingente quantità di energia. La ricerca di nuovi materiali e di tecnologie in grado di produrre imballaggi sempre più leggeri rappresenta una strada da perseguire, fintanto che questi aspetti non comportino il rischio di compromettere la funzionalità che l'imballaggio deve garantire.

L'impatto ambientale causato dal ciclo di vita del packaging è risultato essere decisivo anche nel decretare il processo di confezionamento più sostenibile, analizzato nel Capitolo 4. In tale studio è stato valutato l'impatto ambientale di due alternative di confezionamento, quali il sistema di confezionamento a caldo ed il sistema di confezionamento aseptico. Queste soluzioni nel caso di bevande acide, rappresentano due tecnologie alternative in grado di garantire all'incirca la stessa stabilità al prodotto confezionato. Entrambe le tecnologie consentono di processare confezioni in PET ma, nel caso di riempimento a caldo, sono richieste bottiglie rinforzate, quindi di maggiore peso, per resistere alle elevate temperature di riempimento richieste per la stabilizzazione del prodotto. Il maggiore peso della bottiglia necessaria per il confezionamento a caldo è risultato essere l'aspetto decisivo, allo stato dell'arte delle due tecnologie, per decretare la maggiore sostenibilità ambientale del riempimento in aseptico rispetto al riempimento a caldo.

Il Capitolo 5 si è incentrato su quella che rappresenta probabilmente la principale sfida del settore agroalimentare del prossimo futuro, ossia la riduzione dello spreco alimentare, il cui ammontare è stato stimato essere di circa un terzo dell'intera quantità di alimenti prodotta nel mondo (FAO, 2011).

Nel primo dei due studi riportati è stata valutata la sostenibilità ambientale associata all'implementazione della tecnologia RFID nella gestione logistica di prodotti freschi. Tra gli altri vantaggi, questa tecnologia consente di ridurre gli sprechi alimentari come conseguenza dell'ottimizzazione delle politiche di riordino. Nell'analisi è stato confrontato l'impatto ambientale cessante, derivante dalla riduzione dello spreco alimentare e, di conseguenza, di tutti gli input associati al suo ciclo di vita, con l'impatto sorgente, associato al ciclo di vita delle etichette RFID applicate ai prodotti. L'analisi ha dimostrato che, introdurre la tecnologia RFID per la gestione di prodotti alimentari freschi, consente di ridurre l'impatto ambientale complessivo del sistema.

Il secondo studio ha valutato l'applicazione di un coating antimicrobico a contatto con gli alimenti tale da consentire di estendere la shelf life dei prodotti dopo l'apertura della confezione. Anche in questo caso la ripercussione ambientale positiva è associata alla riduzione dello spreco alimentare conseguente.

Come nel caso precedente, la riduzione del food waste, che costituisce un impatto cessante, è risultata essere più rilevante rispetto all'impatto ambientale sorgente, in questo caso procurato dal

ciclo di vita del coating antimicrobico che rappresenta un componente aggiuntivo rispetto al packaging tradizionale.

In generale, nel caso di packaging in grado di influenzare la quantità di sprechi alimentari generati, è necessario tenere in considerazione tale aspetto nell'analisi; in molti casi si verifica che, come nel caso studio analizzato, contenitori il cui ciclo di vita genera impatti elevati, siano complessivamente più sostenibili di altre soluzioni apparentemente a minore impatto, qualora presentino caratteristiche in grado di determinare una riduzione dello spreco alimentare complessivo.

L'ultima sezione della tesi (Capitolo 6) è stata dedicata alla valutazione ambientale di bioenergie e bioplastiche ottenute da colture agricole dedicate. La prima analisi, svolta presso il centro ENEA di Bologna, ha valutato la sostenibilità ambientale di energia elettrica prodotta da biogas in un impianto di cogenerazione. I risultati dell'analisi non consentono di affermare in termini assoluti sostenibilità ambientale di questa tipologia di energia. L'energia prodotta da biogas, con riferimento al caso studio analizzato, comporta da un lato minori emissioni di gas climalteranti e minore consumo di risorse fossili rispetto al mix elettrico nazionale, ma allo stesso tempo è risultata essere maggiormente critica in tutti gli altri indicatori analizzati. Nonostante i risultati non del tutto positivi, l'analisi non condanna il biogas, ma evidenzia il fatto che la sua sostenibilità dipenda fortemente dalle condizioni del processo. Per rendere questi sistemi più sostenibili è necessario ottimizzare la gestione dei residui del processo di digestione anaerobica al fine di ridurre le emissioni associate, valorizzare l'energia termica prodotta dalla cogenerazione, che nella maggior parte degli impianti italiani viene dispersa e, infine, utilizzare maggiormente gli scarti agricoli e i rifiuti in sostituzione delle colture dedicate, che consentirebbe di avere più terreni disponibili per la produzione di colture alimentari invece di quelle energetiche. La seconda analisi è consistita in una revisione critica della letteratura scientifica relativa ad analisi LCA applicate alle principali bioplastiche utilizzate per la produzione di materiali di confezionamento. Nell'analisi sono stati valutati i materiali oggi più diffusi, quali PLA, PHA e resine a base amido, prodotti nella maggior parte dei casi a partire da colture dedicate.

I principali vantaggi ambientali relativi a questa famiglia di materiali, analogamente con quanto avviene per il biogas, sono associati alla riduzione delle emissioni di gas serra e alla riduzione del consumo di risorse fossili rispetto ai polimeri tradizionali; di contro però questi materiali sono molto spesso più critici rispetto ad altri indicatori di sostenibilità. Anche in questo caso, non è possibile allo stato attuale affermare con certezza la maggiore sostenibilità di questi materiali rispetto ai materiali di origine fossile; la prospettiva potrebbe cambiare a favore dei biopolimeri qualora i loro processi di produzione, ad oggi ancora altamente inefficienti, raggiungano un

maggior livello di maturità e qualora si utilizzasse in maniera più consistente biomassa di scarto in sostituzione delle colture agricole dedicate.

Alla luce delle analisi svolte in questi anni di ricerche e della letteratura scientifica relativa al tema della sostenibilità del settore agroalimentare trattato in questo elaborato, è possibile evidenziare gli aspetti maggiormente rilevanti sui quali il settore agroalimentare dovrà porre l'attenzione nel prossimo futuro al fine di ridurre la propria impronta sull'ecosistema.

Le principali sfide individuate sono le seguenti:

- ✓ *riduzione degli sprechi alimentari lungo tutta la filiera;*
- ✓ *ricerca di nuove tecniche agronomiche che consentano di ottimizzare gli input di coltivazione;*
- ✓ *efficientamento energetico dei sistemi di produzione;*
- ✓ *ricerca di packaging più sostenibili;*
- ✓ *ottimizzazione dei trasporti, tramite lo sviluppo delle "filiera corte".*

La riduzione degli sprechi alimentari rappresenta, come detto precedentemente, l'obiettivo principale cui tutto il settore deve tendere e per raggiungere tale obiettivo devono essere favorite tutte le innovazioni che consentono di andare in questa direzione. All'interno di questo aspetto rientra la necessità di trovare biomasse alternative per la produzione di bioenergie e biomateriali al fine di ridurre la concorrenza di questi prodotti con la filiera agroalimentare poiché, sebbene non costituiscano in senso stretto degli sprechi alimentari, comunque contribuiscono a sottrarre prodotti al consumo umano.

L'ottimizzazione degli input di produzione dei processi agricoli rappresenta un aspetto centrale per aumentare la sostenibilità del settore primario; è importante studiare in modo sempre più scientifico le reali necessità delle colture al fine di essere in grado di fornirgli i nutrienti di cui necessitano, quali acqua e concimi, nel momento giusto e nella quantità richiesta, in modo tale da ridurre al minimo gli ingenti impatti associati a questi aspetti.

I processi industriali devono continuare a ricercare un sempre maggiore efficientamento energetico, poiché l'elevata quantità di energia richiesta dai processi produttivi rappresenta il maggior carico ambientale causato dal settore della trasformazione alimentare; sotto questo punto di vista molti passi sono già stati effettuati e la strada intrapresa è quella giusta, ma vi sono ancora ampi margini di miglioramento.

La ricerca di imballaggi sempre più sostenibili è un tema di grande importanza che presenta però alcuni rischi. L'alleggerimento delle confezioni rappresenta una direzione giusta, stando però sempre attenti a non compromettere la funzionalità del contenitore; sviluppare materiali "green" è determinante, ma, come nel caso delle bioplastiche, la reale sostenibilità deve essere indagata in modo critico e serio; inoltre, come ampiamente trattato precedentemente, è importante sviluppare

soluzioni di packaging che consentano di ridurre l'incidenza dello spreco alimentare e tale aspetto, come dimostrato durante l'elaborato, risulta essere molto spesso decisivo per decretare la migliore performance ambientale di una soluzione di confezionamento.

Infine, l'ottimizzazione dei trasporti costituisce un elemento significativo per il miglioramento della sostenibilità ambientale del settore agroalimentare; andare nella direzione di "filiera corte", caratterizzate da breve distanza tra fornitori, produttori e clienti e scegliere, quando possibile, alternative di trasporto a minore impatto, come ad esempio la rotaia rispetto alla gomma, rappresentano anch'essi aspetti importanti.

In conclusione, la sostenibilità ambientale della filiera agroalimentare costituisce una tematica centrale dei giorni nostri, rispetto alla quale il dibattito rimane aperto e l'attenzione da parte di organizzazioni, istituzioni e mondo della ricerca dovrebbe essere sempre crescente. Il lavoro da fare è tanto ma la strada, che pure rimane in salita, non è invalicabile e per percorrerla è necessario il contributo di tutti gli attori del settore che hanno la responsabilità di rendere reale quel concetto di sviluppo sostenibile la cui attuazione rappresenta una necessità inderogabile.

BIBLIOGRAFIA

1. Abeliotis, K., Detsis, V., Pappia, C., 2013. Life cycle assessment of bean production in the Prespa National Park, Greece. *Journal of Cleaner Production* 41, 89-96.
2. Agri-Istat (Italian National Institute of Statistics), 2014. <<http://agri.istat.it>> (ultimo accesso 21.01.13.).
3. Akiyama, M., Tsuge, T., Doia, Y., 2003. Environmental life cycle comparison of polyhydroxyalkanoates produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. *Polymer Degradation and Stability* 80 (1), 183-94.
4. Aldaya, M.M., Hoekstra, A.Y., 2010. The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems* 103, 351-360.
5. Althaus, H.J., Chudacoff, M., Hischer, R., Jungbluth, N., Osses, M., Primas, A., 2007. *Life Cycle Inventories of Chemicals*. Final report Ecoinvent v2.0 No.8. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, Zurich, Switzerland.
6. Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., 2006a. *Influence of different methods of covering slurry stores on greenhouse gas and ammonia emissions*. International Congress Series 1293, 315-318.
7. Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., Zechmeister-Boltenstern S., 2006b. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 153-162.
8. Ansari, I.A., Datta, A.K., 2003. An overview of sterilization methods for packaging materials used in aseptic packaging systems. *Food and Bioproducts Processing* 81 (1), 57-65.
9. Appendini, P., Hotchkiss, J.H., 2002. Review of antimicrobial food packaging. *Innovative Food Science and Emerging Technologies* 3, 113-126.
10. Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., 1997. *Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture*. Final Report. Silsoe Research Institute, Commission DG VI Agriculture, Brussels.
11. Baldo, G.L., Marino, M., Rossi, S., 2008. *Analisi del ciclo di vita LCA - Gli strumenti per la Progettazione Sostenibile di materiali, prodotti e processi* - Edizioni Ambiente.
12. BCFN, 2012. *Lo spreco alimentare: cause, impatti e proposte*.
13. Beccali, M., Cellura, M., Iudicello, M., Mistretta, M., 2009. Resource consumption and environmental impacts of the agrofood sector: life cycle assessment of Italian citrus-based products. *Environmental Management* 43 (4), 707-724.

14. Bertolini, M., Bottani, E., Rizzi, A., Volpi, A., & Renzi, P. (2013a). Shrinkage reduction in perishable food supply chain by means of an RFID-based FIFO management policy. *International Journal of RF Technologies: Research and Applications* 5, 123–136.
15. Bohlmann 2004. Biodegradable Packaging Life-Cycle Assessment. *Environmental Progress* 23 (4), 342-346.
16. Bottani, E., Manfredi, M., Vignali, G., Volpi, A., 2014. Life cycle assessment of RFID implementation in the fresh food supply chain. *International Journal of RF Technologies* 6, 51-71.
17. Bottani, E., Montanari, R., Vignali, G., Guerra, L., 2011. A survey on packaging materials and technologies for commercial food products. *International Journal of Food Engineering* 7 (1), 12.
18. Boulamanti A.K., Donida Maglio S., Giuntoli J., Agostini A., 2013. Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy* 53, 149-161.
19. Boustead, I., Hancock, G.F., 1979. *Handbook of industrial energy analysis*. John Wiley & Sons, New York.
20. Bousted, I., Hancock, G., 1979. *Handbook of industrial Energy Analysis*. The Open University, Milton Keynes, Hellis Horwood Limited. Chinchester, West Sussex, England.
21. Brandão, M., Levasseur, A., Kirschbaum, M., Weidema, B., Cowie, A., Jørgensen, S., Hauschild, M., Pennington, D., Chomkham Sri, K., 2013. Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 230-240.
22. Bruntland, G.H., 1987. *Our Common Future: The World Commission on Environment and Development*. Oxford University Press, Oxford, UK.
23. Cellura, M., Longo, S., Mistretta, M., 2012. Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: an Italian case study. *Journal of Cleaner Production* 28, 56-62.
24. Cerisuelo, J.P., Gavara, R., Hernández-Muñoz, P., 2014. *Natural Antimicrobial – Containing EVOH Coatings on PP and PET Films: Functional and Active Property Characterization*. Packaging Technology and Science.
25. Chevalier, C., Meunier, F., 2005. Environmental assessment of biogas co- or tri-generation units by life cycle analysis methodology. *Applied Thermal Engineering* 25, 3025-3041.
26. Cicatiello, C., 2012. *La sostenibilità della filiera agroalimentare. Un modello per l'efficienza dell'organizzazione distributiva su scala locale*. Tesi di dottorato.
27. Classen, M., Althaus, H.J., Blaser, S., Doka, G., Jungbluth, N., & Tuchschild, M., 2009. *Life Cycle Inventories of Metals*. Ecoinvent report v2.1 No. 10. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
28. Cleary, J., 2013. Life cycle assessments of wine and spirit packaging at the product and the municipal scale: a Toronto, Canada case study. *Journal of Cleaner Production* 44, 143-151.

29. Codex Alimentarius, 1993. *Code of hygienic practice for aseptically processed and packaged low-acid foods*.
30. Comieco, 2011. *Programma Specifico di Prevenzione 2011*.
31. C ndor, R.D., 2011. *Agricoltura: emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009*. Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (Ispra). Rapporto Ispra 140/2011.
32. Corepla, 2011. *Rapporto di Sostenibilit *.
33. Coreve, 2010. *Raccolta e Riciclo del vetro. Risultati 2010/Sintesi Programma Specifico di Prevenzione 2011*.
34. Craven, H.M., Swiergon, P., Ng, S., Midgely, J., Versteeg, C., Coventry M.J., Wan, J., 2008. Evaluation of pulsed electric field and minimal heat treatments for inactivation of pseudomonads and enhancement of milk shelf-life. *Innovative Food Science and Emerging Technologies* 9, 211- 216.
35. De Meester, S., Demeyer, J., Velghe, F., Peene, A., Van Langenhove, H., Dewulf, J., 2012. The environmental sustainability of anaerobic digestion as a biomass valorization technology. *Bioresource Technology* 121, 396-403.
36. De Vries, J.W., Vinken, T.M.W.J., Hamelin, L., De Boer, I.J.M., 2012. Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. *Bioresource Technology* 125, 239-248.
37. Decreto Legislativo 28, 2011. *Attuazione della direttiva 2009/28/CE sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive 2001/77/CE e 2003/30/CE*. (11G0067).
38. Dinkel, F., Stettler, C., 2007. *Polylactide, granulate*. Ecoinvent Database 2.2
39. Disciplina di produzione integrata, 2011. Norme Generali, Regione Emilia Romagna.
40. Doka, G., 2009. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Final report ecoinvent v2.1 No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
41. European Commission, 2003. *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Integrated Product Policy - Building on Environmental Life-Cycle Thinking*. context. EC-JRC, Luxembourg.
42. European Commission, 2008. *Communication on the Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan*. COM (2008) 397 final.
43. European Commission, 2011. *Roadmap to a Resource Efficient Europe*.
44. European Commission, 2013. *Communication of 9 April 2013 "Building the Single Market for green products"*. COM 196 final.
45. European Commission's Joint Research Centre, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. *General guidance for life cycle assessment*. EC-JRC, Luxembourg.

46. European Commission's Joint Research Centre, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context*. EC-JRC, Luxembourg.
47. European Parliament, 2011. *Motion for a European Parliament resolution on how to avoid food wastage: strategies for a more efficient food chain in the EU*.
48. Faist Emmenegger, M., Heck, T., Jungbluth, N., 2007. *Erdgas. Sachbilanzen von Energiesystemen*. Final report ecoinvent v2.0 No.6. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Illigen, Switzerland.
49. Fantin, V., Buttol, P., Pergreffi, R., Masoni, P., 2012. Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. *Journal of Cleaner Production* 28, 150-159.
50. Fantin, V., Cammardella, R., Righi, S., 2014. *Valutazione dell'Eco-sostenibilità di un impianto di digestione anaerobica cogenerativo e ipotesi di conversione impiantistica per la produzione di biometano*. Rapporto tecnico.
51. Fantin, V., Giuliano, A., Ottaviano, G., Stefanova, M., Masoni P., Manfredi, M., 2014. *How can different models for calculating digestate emissions affect the LCA results: the case of an Italian anaerobic digestion plant*. Strumenti per la valutazione della sostenibilità di prodotti/processi, Ecomondo.
52. Fantin, V., Manfredi, M., Stefanova, M., Galligani, T., Masoni, P., 2013. *Environmental Assessment of electricity production from an anaerobic digestion plant*. SETAC Europe 19th LCA Case Study Symposium.
53. FAO, 2011. *Global food losses and food waste*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
54. FAO, 2013. *Food wastage footprint. Impacts on natural resources*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
55. FAO, 2014. *The State of Food Insecurity in the World*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
56. FDA, 2013. *Acidified foods*, Title 21, Part 114.
57. Flieger, M., Kantorova, M., Prell, A., Rezanka, T., Votruba, J., 2003. Biodegradable plastics from renewable sources. *Folia Microbiologica* 48, 27-44.
58. Food SCP RT, 2013. ENVIFOOD Protocol, *Environmental Assessment of Food and Drink Protocol*, European Food Sustainable Consumption and Production Round Table (SCP RT), Working Group 1, Brussels, Belgium.
59. FoodDrinkEurope, 2012. *Data and Trends figures*.
60. Frischknecht, R., Jungbluth, N., 2007. *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Report ecoinvent v2.0 No.3. Swiss Centre for Life Cycle Inventory, Dübendorf, Switzerland.

61. Frischknecht, R., Tuchschnid, M., Faist Emmenegger, M., Bauer, C., Dones, R., 2007. *Strommix und Stromnetz. Sachbilanzen von Energiesystemen*. Final report Ecoinvent v2.0 No.6. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Villigen, Switzerland.
62. Gerngross, T.U., 1999. Can biotechnology move us toward a sustainable society? *Nature Biotechnology* 17 (6), 541-544.
63. Gironi, F., Piemonte, V., 2010. Life cycle assessment of polylactic acid and polyethyleneterephthalate bottles for drinking water. *Environmental Progress & Sustainable Energy* 30 (3), 459-468.
64. Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., Zelm, R., 2009. *ReCiPe 2008*. A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level.
65. Groot, W.J., Borén, T., 2010. Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15 (9), 970-984.
66. Guinée, J.B., 2001. *Life Cycle Assessment: an Operational Guide to the ISO Standards*. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), The Netherlands.
67. Harding, K.G., Dennis, J.S., von Blottnitz, H., Harrison, S.T.L., 2007. Environmental analysis of plastic production processes: comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly-hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *Journal of Biotechnology* 130 (1), 57-66.
68. Harland, C.M., 1996. Supply Chain Management: Relationships, Chains and Networks. *British Journal of Management* 7, 63-80.
69. Hartz, T., Miyao, G., Mickler, J., Lestrang, M., Stoddard, S., Nuñez, J., Aegerter, B., 2008. *Processing Tomato Production in California*. Division of Agriculture and Natural Resources, University of California.
70. Herrmann A., 2013. Biogas production from maize: current state, challenges and prospects. 2. Agronomic and environmental aspects. *Bioenergy research* 6, 372-387.
71. Hirschler, R., 2007. *Life cycle inventories of packaging and graphical paper*. Final Report Ecoinvent v2.0 No.11. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
72. Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M., 2011. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Earthscan, London, UK.
73. IEA (International Energy Agency), 2011. Wind Annual Report 2010.
74. IFEU, 2012. *Comparative Life Cycle Assessment of beverage cartons combibloc Slim line and combibloc Slim line EcoPlus for UHT milk*. Final report.
75. ISO 14001, 2004. *Environmental management systems -- Requirements with guidance for use*. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.

76. ISO 14040, 2006. *Environmental Management - Life Cycle Assessment – Principles and Framework*. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
77. ISO 14044, 2006. *Environmental Management - Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines*. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
78. ISO 14644-1, 2001. *Cleanrooms and Associated Controlled Environments-Part 1: Classification of Air Cleanliness*. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
79. ISO/TR 14048, 2002. *Environmental management -Life cycle assessment -Data documentation format*. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
80. ISO/TR 14049, 2012. *Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis*. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
81. Joint declaration against food waste, 2010. <http://www.lastminutemarket.it/media_news/wp-content/uploads/2010/12/JOINT-DECLARATION-FINAL-english.pdf> (ultimo accesso il 10.01.15).
82. Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., 2003. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 324-30.
83. Jones, C.D., Fraisse, C.W., Ozores-Hampton, M., 2012. Quantification of greenhouse gas emissions from open field-grown Florida tomato production. *Agricultural Systems* 113, 64-72.
84. Jungbluth, N., 2007. *Erdöl. Sachbilanzen von Energiesystemen*. Final report Ecoinvent v2.0 No.6. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Villigen, Switzerland.
85. Kang, D., Sgriccia, N., Selke, S., Auras, R., 2013. Comparison of bacon packaging on a life cycle basis: a case study. *Journal of Cleaner Production* 54, 142-149.
86. Kanth, R.K., Liljeberg, P., Tenhunen, H., Amin, Y., Chen, Q., Zheng, L., 2012b. Comparative end-of life study of polymer and paper based radio frequency devices. *International Journal of Environmental Protection* 2 (8), 23-27.
87. Kanth, R.K., Wan, Q., Kumar, H., Liljeberg, P., Chen, Q., Zheng, L., Tenhunen, H., 2012a. Evaluating sustainability, environment assessment and toxic emissions in life cycle stages of printed antenna. *Procedia Engineering*, 30, 508-513.
88. Karakaya, A., Özilgen, M., 2011. Energy utilization and carbon dioxide emission in the fresh, paste, whole-peeled, diced, and juiced tomato production processes. *Energy* 36, 5101-5110.
89. Kendall, A., 2012. A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resources, Conservation and Recycling* 61, 69-74.
90. Kim, S., Dale, B.E., 2005. Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) Derived from No-Tilled Corn. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (3), 200-210.
91. Kim, S., Dale, B.E., 2008. Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: a life cycle perspective. *Environmental Science and Technology* 42 (20), 7690-7695.

92. Kim, S., Overcash, M., 2003. Energy in chemical manufacturing processes: gate-to-gate information for life cycle assessment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 78, 995-1005.
93. Kimming, M., Sundberg, C., Nordberg, A., Baky, A., Bernesson, S., Noren, O., Hansson, P.A., 2011. Biomass from agriculture in small-scale combined heat and power plants e A comparative life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy* 35, 1572-1581.
94. Kurdikar, D., Fournet, L., Slater, S.C., Paster, M., Gruys, K.J., Gerngross, T.U., Coulon, R., 2000. Greenhouse Gas Profile of a Plastic Material Derived from a Genetically Modified Plant. *Journal of Industrial Ecology* 4 (3), 107-122.
95. Landis, A.E., Miller, S.A., Theis, T.L., 2007. Life cycle of the cornsoybean agroecosystem for biobased production. *Environmental Science & Technology* 41, 1457-64.
96. Lee, I., Lee, B., 2010. An investment evaluation of supply chain RFID technologies: A normative modeling approach. *International Journal of Production Economics* 125(2), 313-323.
97. Lummus, R.R., Vokurka, R.J., 1999. Defining Supply Chain Management: a Historical Perspective and Practical Guidelines. *Industrial Management & Data Systems* 99 (1), 11-17.
98. Manfredi M., Vignali G., 2014. Life cycle assessment of a packaged tomato puree: a comparison of environmental impacts produced by different life cycle phases. *Journal of Cleaner Production* 73, 275-284.
99. Manfredi, M., Vignali, G., 2015. Comparative Life Cycle Assessment of hot filling and aseptic packaging systems used for beverages. *Journal of Food Engineering* 147, 39-48.
100. Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A., Rieradevall, J., 2011. Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. *Journal of Cleaner Production* 19, 985-997.
101. Mezzullo, W.G., McManus, M.C., Hammond, G.P., 2013. Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. *Applied Energy* 102, 657-664.
102. Muriel-Galet, V., López-Carballo, G., Gavara, R., Hernández-Muñoz, P., 2012. Antimicrobial food packaging film based on the release of LAE from EVOH. *International Journal of Food Microbiology* 157, 239-244.
103. Muriel-Galet, V., López-Carballo, G., Hernández-Muñoz, P., Gavara, R., 2014. Characterization of ethylene-vinyl alcohol copolymer containing lauril arginate (LAE) as material for active antimicrobial food packaging. *Food Packaging and Shelf Life* 1, 10-18.
104. Nemecek, T., Kägi, T., Blaser, S., 2007. *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems*. Final report ecoinvent v2.0 No.15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, Zurich, Switzerland.
105. Nirmal, K., Hui, H., Özgül Evranuz, E., Siddiq, M., Ahmed, J., 2011. *Handbook of Vegetables and Vegetable Processing*. Blackwell Publishing Ltd, USA.

106. Notarnicola, B., Hayashi, K., Curran, M.A., Huisingh, D., 2012. Progress in working towards a more sustainable agri-food industry. *Journal of Cleaner Production*. 28, 1-8.
107. Paping, S., Malakul, P., Trungkavashirakuna, R., Wenununa, P., Chom-ina, T., Nithitanakul, M., Sarobol, E., 2014. Comparative assessment of the environmental profile of PLA and PET drinking water bottles from a life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production* 65, 539-550.
108. Pardo, G., Zuffa, J., 2012. Life cycle assessment of food-preservation technologies. *Journal of Cleaner Production* 28, 198-207.
109. Pasqualino, J., Meneses, M., Castells, F., 2011. The carbon footprint and energy consumption of beverage packaging selection and disposal. *Journal of Food Engineering* 103, 357-365.
110. Peng, J., Lu, L., Yang, H., 2013. Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 19, 255-274.
111. Petcore, 2013. *More than 60 billion PET bottles recycled 2012*. Brussels, Belgium.
112. Piemonte, V., 2011. Bioplastic wastes: the best final disposition for energy saving. *Journal of Polymers and the Environment* 19, 988-994.
113. Pizzigallo, A.C.I., Granai, C., Borsa, S., 2008. The joint use of LCA and energy evaluation for the analysis of two Italian wine farms. *Journal of Environmental Management* 86 (2), 396-406.
114. Plastic Europe, 2012. *Plastics – the facts 2012. An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data for 2011*.
115. Rehl, T., Lansche, J., Müller, J., 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas- Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 3766-3775.
116. Ricrea, 2012. *Elaborazioni Ricrea*.
117. Romano, P., Danese, P., 2010. *Supply Chain Management. La gestione dei processi di fornitura e distribuzione*. McGraw-Hill, Milano.
118. Rysstad, G., Kolstad, J. 2006. Extended shelf life milk - Advances in technology. *International Journal of Dairy Technology*, 59 (2), 85-96.
119. Sakai, K., Taniguchi, M., Miura, S., Ohara, H., Matsumoto, T., Shirai, Y., 2004. Making plastics from Garbage. *Journal of Industrial Ecology* 7 (3), 63-74.
120. Salomone, R., Ioppolo, G., 2012. 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.
121. Segrè, A., Falasconi, L., 2011. *Il libro nero dello spreco in Italia: il cibo*. Edizioni Ambiente.
122. SETAC, 1991. *A Technical Framework for Life Cycle Assessment, "Proceedings of Vermont Meeting"*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Smuggler Notch (Vermont, USA), Agosto 1990.
123. Shen, L., Patel, M.K., 2008. Life Cycle Assessment of Polysaccharide Materials: a review. *Journal of Polymers and the Environment* 16 (2), 154-167.

124. Silvenius, F., Grönman, K., Katajajuuri, J.M., Soukka, R., Koivupuro, H.K., Virtanen, Y., 2004. The Role of Household Food Waste in Comparing Environmental Impacts of Packaging Alternatives. *Packaging Technology and Science* 27 (4), 277-292.
125. Solvay, 2013. *Product safety summary, peracetic acid*. < <http://www.solvay.us/en/binaries/PSS-Peracetic-Acid-164350.pdf>> (ultimo accesso il 10.06.14).
126. Song, J.H., Murphy, R.J., Narayan, R., Davies, G.B.H., 2009. Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2127-2139.
127. Spielmann, M., Dones, R., Bauer, C., 2007. *Life Cycle Inventories of Transport Services*. Final report ecoinvent v2.0 No.14. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Villigen, Switzerland.
128. Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., 2006. Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management* 26, 516-525.
129. Steiner, R., Frischknecht, R., 2007. *Metals processing and compressed air supply*. Final Report Ecoinvent v2.0 No.23. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
130. Sutter, J., 2007. *Life Cycle Inventories of Highly Pure Chemicals*. Final report Ecoinvent v2.0 No.19. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Uster, Switzerland.
131. Sutter, J., 2010. *Life Cycle Inventories of Pesticides*. Final report Ecoinvent v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, Switzerland.
132. Suwanmanee et al. 2013. Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from Polystyrene (PS), polylactic acid (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 401-417.
133. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010. *Ecoinvent Data*. Dübendorf, Switzerland.
134. The Glass Packaging Institute, 2010. *Complete Life Cycle Assessment of North American Container Glass*.
135. Torazza, V., 2009. I mercati Grocery: nel mercato delle conserve rosse la competizione è accesa. *Mark-Up* 178, 117-120.
136. Treccani, 2014. *Il vocabolario della lingua italiana*. Istituto Enciclopedia Italiana, Roma.
137. Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J.B., Heijungs, R., Koning, A., Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. *Environmental Impacts of Products (EIPRO), Analysis of the Life Cycle Environmental Impacts Related to the Final Consumption of the EU-25*. European Commission, Luxembourg.
138. UNI 10458, 2011. *Impianti per la produzione e l'impiego di gas biologico (biogas) - Classificazione, requisiti essenziali, regole per l'offerta, l'ordinazione, la costruzione e il collaudo*.
139. United Nation, 2012. *World Population 2012*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

140. Università degli Studi di Padova (2005). *Analisi comparativa del ciclo di vita tra contenitori: PET-Tetra Top per latte fresco*. Consorzio Universitario di Ricerca Applicata, Dipartimento di Processi chimici dell'Ingegneria, Università degli Studi di Padova, Italy.
141. Vink, E.T.H., Davis, S., Kolstad, J.J., 2010. The eco-profiles for current current Ingeo polylactide production. *Industrial Biotechnology* 6 (4), 212-224.
142. Vink, E.T.H., Glassner, D.A., Kolstad, J.J., Wooley, R.J., O'Connor, R.P., 2007. The eco-profiles for current and near-future NatureWorks polylactide (PLA) production. *Industrial Biotechnology* 3 (1), 58-81.
143. Vink, E.T.H., Rabago, K.R., Glassner, D.A., Gruber, P.R., 2003. Applications of life cycle assessment to NatureWorks (TM) polylactide (PLA) production. *Polymer Degradation and Stability* 80 (3), 403-419.
144. WHO, 2012. *Global Health Observatory (GHO) data repository*. <<http://www.who.int/gho/en/>> (ultimo accesso: 13.12.14).
145. Wikström, F., Williams, H., Verghese, K., Clune, S., 2014. The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging LCA studies – a neglected topic. *Journal of Cleaner Production* 73, 100-108.
146. Wilbey, R.A., 2003. *Pasteurization of liquid products*. Encyclopedia of food sciences and nutrition (Second Ed.), 4386-4395.
147. Williams, H., Wikström, F., 2011. Environmental impact of packaging and food losses in a life cycle perspective: a comparative analysis of five food items. *Journal of Cleaner Production* 19, 43-48.
148. WPTC, 2013. *World production estimate of tomatoes for processing*.
149. WRAP, 2009. *Household food and drink waste in the UK*. Report prepared by WRAP. Banbury.
150. WRAP, 2013. *The milk model: Simulating food waste in the home*. Report prepared by WRAP. Banbury.
151. Yu, J., Chen, L.X., 2008. The greenhouse gas emissions and fossil energy requirement of bioplastics from cradle to gate of a biomass refinery. *Environmental Science & Technology* 42 (18), 6961-6966.
152. Zah, R., Hischier, R., 2007. *Life cycle inventories of detergents*. Final Report Ecoinvent v2.0 No.12. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.