



UNIVERSITÀ DI PARMA

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA

DOTTORATO DI RICERCA IN INGEGNERIA INDUSTRIALE

CICLO XXXI

APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA LCA (LIFE CYCLE ASSESSMENT) PER LA VALORIZZAZIONE DELLO SCARTO ALIMENTARE GENERATO NEI PUNTI VENDITA DELL'EMILIA ROMAGNA.

APPLICATION OF LCA (LIFE CYCLE ASSESSMENT) FOR THE VALORIZATION OF FOOD WASTE COLLECTED FROM THE DISTRIBUTION AND RETAIL PHASES IN EMILIA ROMAGNA REGION.

Coordinatore:

Chiar.mo Prof. Gianni Royer Carfagni

Tutore:

Chiar.mo Prof. Giuseppe Vignali

Dottorando: Ing. David Mosna

Anni 2015/2018

Indice

1	LO SPRECO ALIMENTARE.....	10
1.1	Lo scarto alimentare lungo la filiera agroalimentare	12
2	IL LIFE CYCLE ASSESSMENT	19
2.1	Life Cycle Thinking e Life Cycle Assessment	19
2.2	Vantaggi dell'utilizzo del metodo LCA	20
2.3	Riferimenti Normativi: le ISO 14040	21
2.4	Le fasi di uno studio LCA	21
2.4.1	Definizione degli obiettivi, del sistema e dell'unità funzionale	23
2.4.2	Analisi d'inventario	24
2.4.3	Valutazione degli impatti	26
2.4.4	Interpretazione e analisi dei risultati	28
2.5	Il software SimaPro	28
2.6	Il metodo ReCiPe 2008.....	30
3	IL PROGETTO SORT	34
3.1	Lo scarto alimentare in Emilia-Romagna	39
3.2	Analisi bibliografica riguardante la valorizzazione del PFW	40
3.3	Struttura della tesi	41
4	ANALISI LCA APPLICATE ALLA PRODUZIONE DI UN NUOVO MANGIME OTTENUTO CON L'UTILIZZO DI PRODOTTI A BASE DI FARINA SCARTATI DURANTE LA FASE DI DISTRIBUZIONE E VENDITA.	44
4.1	Descrizione del sistema analizzato	44
4.2	Definizione degli obiettivi	47

4.2.1	Unità funzionale	47
4.2.2	Confini del sistema.....	48
4.3	Analisi di inventario	52
4.4	Analisi degli impatti e conclusioni	53
4.4.1	Scenario attuale: farina di alimenti confezionati smaltita in discarica e produzione tradizionale di mangimi.....	54
4.4.2	Scenario 1	56
4.4.3	Scenario 2.....	58
4.4.4	Confronto tra scenario 1 e scenario 2	60
4.4.5	Analisi di sensitività	63
4.4.6	Conclusioni.....	66
5	ANALISI D'IMPATTO AMBIENTALE DI UN NUOVO <i>PET FOOD</i> A BASE DI CARNE PROVENIENTE DA SCARTI ALIMENTARI GENERATI DURANTE LE FASI DI DISTRIBUZIONE E VENDITA	68
5.1	Definizione del sistema analizzato	68
5.1.1	Linea di produzione “Natura”	70
5.1.2	Linea di produzione di paté	71
5.2	Definizione degli obiettivi	72
5.2.1	Approccio metodologico	72
5.2.2	Definizione degli obiettivi.....	73
5.2.3	Unità funzionale	73
5.2.4	Confini di sistema.....	75
5.3	Analisi dell'inventario.....	78
5.4	Analisi dell'impatto e conclusioni	80
5.4.1	Metodo di valutazione dell'impatto	80
5.4.2	Qualità dei dati utilizzati	81
5.4.3	Valutazione dell'impatto del ciclo di vita.....	81

5.4.4	Conclusioni.....	95
6	IMPATTO AMBIENTALE DI UN NUOVO PROCESSO INDUSTRIALE PER IL RECUPERO E VALORIZZAZIONE DEI MATERIALI DI IMBALLAGGIO DERIVATI DA RIFIUTI ALIMENTARI CONFEZIONATI.....	97
6.1	Descrizione del sistema analizzato	98
6.1.1	Analisi della letteratura	99
6.2	Definizione degli obiettivi	102
6.2.1	Unità funzionale	102
6.2.2	Confini del sistema.....	104
6.3	Analisi d' inventario	107
6.4	Analisi degli impatti e conclusione.....	111
6.4.1	Scenario attuale, smaltimento in discarica	111
6.4.2	Benefici con il nuovo scenario	113
6.4.3	Analisi di sensitività	117
6.4.4	Conclusioni.....	123
7	VALUTAZIONE AMBIENTALE DI DIVERSI SCENARI DI LOGISTICA INVERSA DAL RECUPERO DEI RIFIUTI ALIMENTARI.....	125
7.1	Descrizione del sistema analizzato	125
7.2	Definizione degli obiettivi	129
7.2.1	Unita funzionale	129
7.2.2	Confini del sistema.....	129
7.3	Analisi d'inventario	130
7.4	Analisi degli impatti e conclusioni	132
7.4.1	Conclusioni.....	136
8	CONCLUSIONI.....	138
	BIBLIOGRAFIA.....	141

INDICE DELLE ABBREVIAZIONI

Abbreviazione	Spiegazione
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
FW	<i>Food Waste</i>
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
PFW	<i>Package Food Waste</i>
EOL	<i>End Of Life</i>
CIP	<i>Cleaning In Place</i>
FVC	<i>Food Value Chain</i>
PAF	Prodotti Alimentari a base di Farina scartati
PLC	Controllo logico programmabile
SC	Scarti Carnei
PE	Polietilene
PET	Polietilene terftalato
PP	Polipropilene
PS	Polistirolo
PVC	Polivinilcloruro
LF	Fattore di carico
IFLT	Impatto a pieno carico
LCF	Coefficiente di carico
ReL	<i>Routing and location</i>
VRP	<i>Vehicle routing problem</i>
RS	Supermercato
DC	Centro di distribuzione
MF	Centro di smistamento

INTRODUZIONE

Il ventesimo secolo è stato caratterizzato dalla galoppante crescita della produzione a livello globale, che ha portato alla nascita della società del consumismo, nella quale la tematica riguardante la salvaguardia dell'ambiente è rimasta per lungo tempo occultata dalla ricerca disperata di uno stile di vita basato sul susseguirsi del ciclo consumo/smaltimento/sostituzione in una cultura impregnata dallo stile "usa e getta".

Questa cultura, che ancora domina i giorni nostri, ha però dimostrato tutti i suoi limiti, a partire da quelli etici e morali; la società basata sul consumismo non ha garantito maggiore benessere sotto forma di felicità alle persone e ha, allo stesso tempo, estremizzato le differenze tra le persone benestanti e quelli meno benestanti – fino ad arrivare agli enormi danni ambientali irreversibili che il nostro pianeta sta subendo sotto gli occhi di tutti.

A partire dagli anni '70 c'è stata una crescente presa di coscienza dell'insostenibilità, sotto tutti i punti di vista, di tale sistema, che ha portato alla messa in discussione di questo modello di sviluppo basato sul consumo sfrenato.

Questa consapevolezza ha portato ad una visione di uno sviluppo sostenibile che si integra nei 3 concetti: sviluppo economico, sociale e ambientale, sia a livello globale che a livello locale.

Questo concetto di sviluppo sostenibile viene inquadrato con chiarezza nel rapporto Brundtland, dove viene definito come un processo di trasformazione 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" (Brundtland, 1987).

Sempre negli stessi anni si sono sviluppati dei metodi di valutazione sia qualitativa che quantitativa per misurare il livello di sostenibilità sia ambientale che sociale.

Per quanto riguarda la sostenibilità ambientale una delle metodologie sviluppate viene definita Life Cycle Assessment (LCA).

Tale metodologia ha lo scopo di quantificare l'impatto ambientale associato alle varie fasi di vita di un prodotto, nella prospettiva di un progressivo miglioramento. L'analisi LCA rappresenta una quantificazione 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, a partire dalla sua ideazione ha avuto sempre un maggiore sviluppo e utilizzo fino a diventare uno dei più validi e utilizzati a livello di letteratura specializzata. Questo anche perché, grazie a questo metodo, si riesce ad evidenziare e quantificare le criticità ambientali di un processo produttivo e di conseguenza agire su di esse per abbassarne l'impatto globale.

All'interno dei vari settori produttivi, quello della filiera agroindustriale si è rivelata una delle principali cause di degrado ambientale, a causa, ad esempio, della degradazione dei terreni sfruttati, dell'elevato utilizzo di risorse, per la piaga dello scarto alimentare (globalmente conosciuto come *Food Waste*).

È stato stimato che circa un terzo dei prodotti alimentari vengono sprecati durante le varie fasi del ciclo di produzione e trasporto (FAO, 2011) e circa il 12% viene scartato durante la fase di distribuzione e vendita (FAO, 2013).

Attualmente questi prodotti vengono in gran parte smaltiti in discarica (Garcia-Garcia et al. 2015) provocando un ingente inquinamento causato principalmente dalla emissione di metano che è un potente gas serra (Griffin et al. 2009) in quanto presenta un orizzonte temporale di oltre 100 anni con un potenziale di riscaldamento globale maggiore di 25 volte di quello della CO₂ (Solomon et al. 2007).

In termini di emissioni di anidride carbonica equivalente dovute alla produzione di cibo non consumato, se fossero assimilabili alle emissioni di un paese, si tratterebbe del terzo emettitore al mondo come entità, dopo USA e Cina (WRI, 2012).

In alternativa allo smaltimento in discarica, gli scarti alimentari potrebbero essere trattati in modo efficace mediante ad esempio compostaggio (Green, 1999), digestione anaerobica accelerata, discarica con conseguente cattura di metano per la generazione di energia (Schoen et al. 1999) e termovalorizzazione (Fehr et al. 2002; Remmen, 1998; Stöhr et al. 1998). Gli alimenti deperibili potrebbero essere anche tolti nella fase di vendita al dettaglio quando sono vicini alla data di scadenza (ma ancora adatti al consumo umano) e quindi essere dirottati verso organizzazioni di beneficenza per alimentare persone più bisognose (Alexander e Smaje, 2008). Inoltre, parte dello scarto alimentare potrebbe essere utilizzato come materia prima per la produzione di mangimi per animali (Hyde et al. 2001; Westendorf, 2000; Vandermeersch et al. 2014).

Nonostante ciò è presente un solo studio in letteratura che ha affrontato la valorizzazione del FW raccolto dalle fasi di vendita al dettaglio e di distribuzione tramite una fase di

spacchettamento e un riutilizzo della matrice organica (Vandermeersch et al. 2014). A causa della rilevanza del FW generato in queste fasi, è importante valutare possibili alternative per valorizzarlo.

Per far fronte a questa problematica, è stato implementato dall'Università di Parma, Bologna e Ferrara un progetto denominato SORT. Tale progetto ha come obiettivo principe quello di ridurre lo spreco dei prodotti alimentari che vengono scartati dai supermercati (ad esempio perché danneggiati o in prossimità di scadenza). Per raggiungere l'obiettivo prefissato, il progetto prevede di recuperare i prodotti altrimenti destinati alla discarica e, tramite spacchettamento, valorizzarli attraverso la produzione di mangimi e la produzione di energia e, allo stesso tempo, favorendo il riciclo dei contenitori.

La presente tesi di laurea di dottorato, che si inserisce all'interno di questo progetto, si prefigge come obiettivo quello di quantificare l'impatto ambientale che si riesce ad evitare andando a valorizzare lo scarto alimentare prodotto all'interno dei supermercati.

Tutte le analisi di impatto ambientale sono state condotte con il metodo LCA utilizzando il Software SimaPro e il metodo di calcolo ReCiPe 2008.

Il lavoro di tesi è così strutturato: nel primo viene introdotto il tema della sostenibilità ambientale nel settore agroalimentare con un focus specifico per quanto riguarda il problema del Food Waste.

Nel capitolo 2 si riporta una breve storia ed evoluzione della metodologia LCA, le relative normative e le fasi che si devono seguire per la realizzazione di uno studio del ciclo di vita di un sistema. Viene inoltre riportato una breve descrizione del metodo utilizzato per tutte le analisi condotte successivamente cioè ReCiPe 2008 con le relative categorie di impatto.

Nel terzo capitolo si andrà a descrivere il progetto SORT e viene riportata un'analisi bibliografica riguardante la valorizzazione dello scarto alimentare confezionato.

I capitoli successivi sono relativi ai casi studio analizzati: il capitolo 4 valuta la sostenibilità ambientale dell'utilizzo di scarti alimentari con base farina (come pane, biscotti pasta) per la produzione di mangimi animali. Il capitolo 5 è incentrato su uno studio LCA relativo alla produzione di *Pet Food* con l'utilizzo di scarti alimentari a base carne. Il capitolo 6 valuta l'impatto ambientale di un nuovo processo industriale per il recupero e la valorizzazione dei materiali di imballaggio derivati da rifiuti alimentari confezionati. Nel capitolo 7 si propone una valutazione ambientale di diversi scenari di logistica inversa per la raccolta di rifiuti alimentari confezionati dalla catena di vendita al

dettaglio della regione Emilia-Romagna (Italia), spedendoli a una serie di centri di distribuzione per lo stoccaggio e ad una struttura di trattamento per il ritrattamento, con l'obiettivo per deviarlo dallo smaltimento in discariche verso canali alternativi.

In conclusione al lavoro di tesi saranno riportate alcune indicazioni relative alle principali criticità e opportunità 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.

1 LO SPRECO ALIMENTARE

Ad oggi non esiste una definizione univoca e generalmente accettata di spreco alimentare, anche noto come *Food Waste*. Diverse organizzazioni e vari accademici hanno definito la questione in molteplici modi, generando una scarsa chiarezza e precisione nel momento in cui si discute dell'argomento.

Una delle definizioni maggiormente accettate livello europeo è quella redatta da FUSION (*Food Use for Social Innovation by Optimizing Waste Prevention Strategies*), un progetto realizzato dalla Commissione Europea che ha l'obiettivo di rendere più efficienti le risorse europee per combattere e ridurre lo spreco alimentare. In particolare, il *Food Waste* è definito come “qualsiasi alimento e parti non commestibili di alimento, rimossi dalla catena di approvvigionamento alimentare da recuperare o smaltire (compresi compostati, digestione anaerobica, produzione di bioenergia, cogenerazione, termovalorizzazione, smaltimento in fognatura, discarica o scartati). A livello internazionale la definizione più annoverata è quella del FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*). Negli anni '80 lo spreco alimentare rappresentava quel cibo commestibile, destinato al consumo umano, che era scartato, degradato o dato agli animali domestici; in altre parole quello eliminato in ogni fase della filiera alimentare nonostante fosse ancora consumabile dagli esseri umani. Successivamente (FAO, 2013), l'organizzazione ha preferito chiarire, in modo più dettagliato, l'argomento. In particolare, ha inserito diverse definizioni, in modo da rendere più comprensibile la questione; da qui la distinzione tra *food loss* e *Food Waste*, la quale viene ripresa ed adattata più volte dalla letteratura scientifica.

Il FAO (2013) ritiene che queste due dimensioni debbano rientrare all'interno della macro-area di “*food wastage*” inteso come tutto quel cibo perso a causa del suo deterioramento o che viene sprecato.

Per *food loss* si dovrà quindi intendere la diminuzione del cibo destinato al consumo umano in termini di quantità e qualità; per *Food Waste*, invece, si intende il cibo destinato al consumo umano che è scartato anche quando è stato conservato oltre la data di scadenza (FAO, 2013).

Queste due dimensioni devono ritenersi distinte: le perdite e gli sprechi sono generati da diversi *driver*, scaturiscono da diversi soggetti della filiera agroalimentare ed implicano delle soluzioni strategiche differenti. In particolare, le perdite sono generate ed emergono

nelle prime fasi del *food supply chain*, ovvero durante la produzione, la lavorazione post raccolta e la trasformazione. Nella maggior parte dei casi queste perdite sono causate da: tecnologia insufficiente, infrastrutture di conservazione mediocri, soggetti con basse capacità di gestione, conoscenza ed abilità, limitato o assente accesso diretto al mercato, condizioni climatiche poco favorevoli.

Per quanto riguarda invece gli sprechi, questi sono generati nella parte finale della filiera agroalimentare, in particolare durante le fasi di vendita al dettaglio e di consumo. In questo caso le cause maggiormente decisive sono: le strategie aggressive di marketing, le attitudini dei consumatori, la regolamentazione (per esempio quella relativa alle date di scadenza), motivazioni di tipo economico ed infine gestione scadente del magazzino.

Una distinzione altrettanto rilevante e da tenere in considerazione è quella riportata dal WRAP (*Worldwide Responsible Accredited Production*) nel 2009. In questo caso emerge la classificazione tra:

- “*Unavoidable*”: si riferisce ai rifiuti che non possono essere consumati, come per esempio le ossa della carne o i gusci delle uova;
- “*Possible Avoidable*”: si collega alle porzioni di cibo e bevande che alcuni mangiano ed altri no, oppure a quei cibi che possono essere preparati in un modo ma non in altri;
- “*Avoidable*”: in questo caso rientrano tutti quei cibi e quelle bevande perfettamente edibili ma che sono scartati.

Quantificazione dello spreco alimentare

LA FAO, negli anni precedenti, ha stimato che, a livello globale, circa un terzo (1,3 miliardi di tonnellate) del cibo prodotto e destinato al consumo umano è sprecato ogni anno: si può dire che se il “*Food Waste*” fosse una nazione, si attesterebbe come terza per emissioni di gas effetto serra, dopo Cina e USA.

La maggior parte di tale quantità proviene, principalmente, dagli stati più ricchi e sviluppati del mondo e, più nel dettaglio, dalle ultime fasi della filiera agroalimentare: vendita al dettaglio e consumo privato. Anche i paesi in via di sviluppo sono colpevoli di generare una importante quantità di sprechi, questa volta, però, nelle prime fasi del *food supply chain*, ovvero produzione e trasformazione; le cause, probabilmente, possono riscontrarsi in risorse limitate e scarse abilità in termini tecniche, manageriali e finanziarie.

Se non esiste, ad oggi, una definizione univoca di *Food Waste*, medesima incertezza si ha in merito alla quantificazione degli alimenti sprecati ogni anno, nelle diverse nazioni. Misurare tale dimensione non è compito facile. La prima problematica è la definizione stessa: se non esiste una descrizione precisa e legale, a livello mondiale, sullo spreco alimentare, quindi sarà difficile comprendere cosa effettivamente quantificare, come anche riuscire a comparare i diversi volumi calcolati. La seconda problematica è riuscire a valutare tutte le perdite e gli sprechi derivanti dalla filiera: ogni fase della *food supply chain* è molto diversa e produce quantità differenti di sprechi per cause opposte e discordi. I dati relativi all'ammontare degli sprechi nelle prime fasi della filiera, soprattutto della produzione agricola, sono piuttosto scarsi e poco chiari; molteplici, invece, sono quelle relative alla fase finale della filiera. Numerosi sono stati i soggetti interessati a valutare l'ammontare dello spreco alimentare nella fase di consumo privato, facendo emergere un dato allarmante: il 42% dello spreco si verifica nelle case dei cittadini. In generale, a livello europeo, una analisi condotta per la Commissione Europea ha rilevato che 89 milioni di tonnellate di cibo è sprecato nei 27 paesi europei, in altre parole ogni individuo ogni anno getta via 179 kg di alimenti (European commission, 2010).

1.1 Lo scarto alimentare lungo la filiera agroalimentare

Come anticipato nei paragrafi precedenti, lo spreco alimentare si verifica in tutte le fasi della filiera agroalimentare: in ognuna di queste i soggetti implicati e le cause sono differenti; di conseguenza, diverse dovranno essere le strategie e le attività correttive da implementare ed attuare per ridurre al minimo gli sprechi alimentari. Le prime fasi della filiera (produzione e raccolto, trasformazione agricola ed industriale) generano le perdite alimentari, mentre le ultime fasi (distribuzione, consumo privato, ristorazione e catering) producono gli sprechi. Secondo i dati FAO (2013): 510 milioni di tonnellate si sprecano durante la produzione agricola (32%); 355 milioni di tonnellate si sprecano nelle fasi immediatamente successive alla raccolta (22%); 180 milioni di tonnellate si sprecano durante la trasformazione industriale (11%); 200 milioni di tonnellate durante la distribuzione (13%); 345 milioni di tonnellate si sprecano nella fase di consumo, sia a livello domestico sia nel settore della ristorazione (22%).

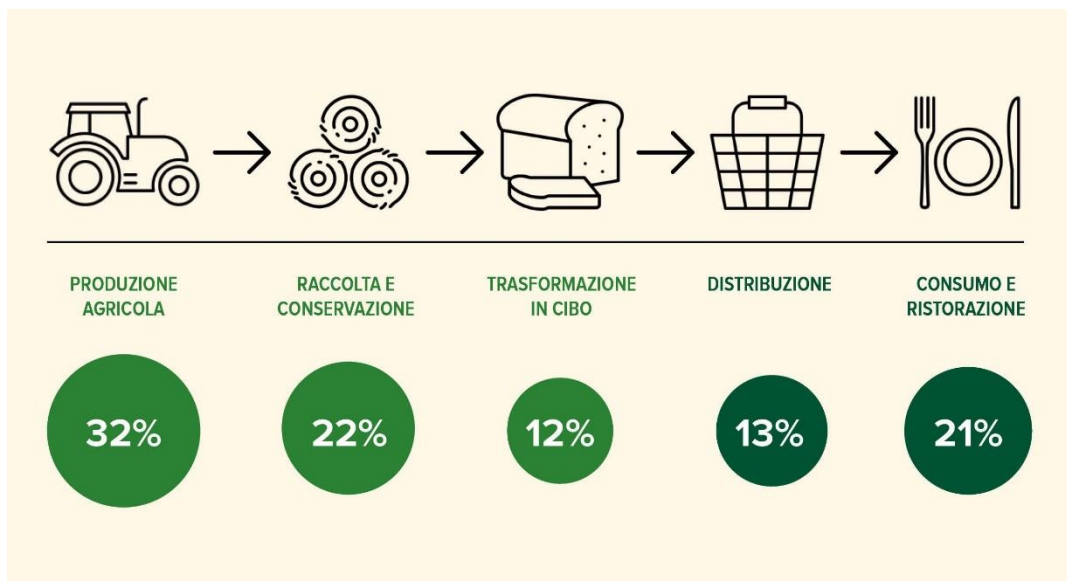


Figura 1 spreco alimentare lungo la filiera agricola

Coltivazione, produzione agricola e raccolta

La prima fase della filiera si riferisce a tutte quelle attività che sono strettamente collegate alla coltivazione ed alla produzione agricola. In altre parole, la fase in cui gli agricoltori mettono in atto una serie di tecniche per far partire la produzione iniziale delle materie prime utili, poi, alla realizzazione degli alimenti. Le più grosse difficoltà che si riscontrano in questa fase e che inducono a perdite alimentari sono le intemperie climatiche come le forti piogge e le grandinate che possono rovinare l'intero raccolto, ma anche malattie ed infestazioni: una serie di motivazioni che sfuggono al controllo dei produttori agricoli.

Dopo aver raccolto le materie prime, si possono verificare ulteriori perdite. Questa volta le cause possono ricondursi a tecniche errate di trattamento, immagazzinamento e trasporto.

È opportuno sottolineare che questa è la fase in cui maggiormente si riscontrano differenze, in termini di motivazioni, tra i paesi sviluppati e quelli in via di sviluppo. Questa fase risulta essere più delicata per i paesi in via di sviluppo, ovvero quei luoghi in cui le pratiche tecniche, gestionali e finanziarie sono piuttosto limitate; in cui, molto spesso, le perdite sono dovute ad una mancanza di infrastrutture e macchinari adeguati.

I paesi sviluppati, invece, sono sicuramente dotati di competenze, tecnologie ed infrastrutture più appropriate ed utili a ridurre al minimo le perdite. In questo caso, però, emergono motivazioni più di carattere economico che "logistico". Capita, infatti, che i

produttori lascino nei campi le materie prime e non procedano alla loro raccolta. Questa decisione viene attuata quando: l'offerta risulta essere superiore alla domanda, quindi la raccolta comporterebbe ulteriori costi e perdite economiche da sopportare; non sono rispettati gli standard qualitativi richiesti dalle normative per il consumo umano o dai distributori; non sono rispettati i canoni estetici richiesti dai clienti.

Qualsiasi siano le motivazioni che producono le perdite, si dovrà riporre maggiore attenzione alle tecniche usate durante il trattamento, la conservazione ed il trasporto delle materie prime, quindi studiare più attentamente quali sono le problematiche che si riscontrano, mettere in atto azioni correttive ed eventualmente utilizzare nuove tecnologie.

Trasformazione primaria ed industriale

Questa fase si contraddistingue per la lavorazione delle materie prime per renderle dei prodotti alimentari pronti alla distribuzione e vendita. A questo punto della filiera le cause principali che possono generare perdite di alimenti sono nella maggior parte dei casi malfunzionamenti tecnici degli impianti di lavorazione. Se si verificano problemi nel momento di lavaggio, *peeling*, affettatura e bollitura, molto probabilmente il prodotto non sarà più qualitativamente adatto a continuare il processo di lavorazione e finire sulle tavole dei consumatori.

Altre perdite di carattere quantitativo si possono verificare nel momento in cui le colture non sono adatte per il processo di trasformazione ed automaticamente sono scartate. Infine, ulteriori perdite in questa fase della filiera agroalimentare si verificano quando il processo di trasformazione genera difetti in termini di peso, forma o confezionamento. In questo caso specifico i prodotti usciranno dalla filiera perché non rispettano gli standard richiesti dai *retailer*, specialmente della GDO, nonostante i valori nutrizionali e la loro sicurezza siano perfettamente immutati.

Distribuzione e vendita

La fase di distribuzione e vendita, all'ingrosso ed al dettaglio, è una fase molto critica dal punto di vista delle cause, colpevoli di generare sprechi alimentari. La più importante è la scarsa capacità e difficoltà di gestire le fluttuazioni della domanda. In altre parole, risulta complicato comprendere cosa ed in che quantità il consumatore acquisterà; la stima della domanda non è semplice da effettuare perché numerosi sono i fattori capaci di influenzarla e modificarla come, per esempio, il clima, le campagne di marketing, il lancio di nuovi

prodotti. All'incertezza della domanda si devono aggiungere numerose altre cause che determinano gli sprechi nei punti vendita:

- Molto spesso si verificano problemi in merito alla conservazione degli alimenti, soprattutto freschi, i quali non sono più adatti per essere venduti e consumati;
- Durante il trasporto si possono rovinare i packaging o i prodotti stessi, non potendo più essere adeguati alla vendita;
- Scarse capacità di gestione del magazzino e contestualmente eccesso di stock;
- Il mancato rispetto degli standard estetici di vendita, degli alimenti o dei packaging, che determinano l'esclusione di quel prodotto dagli scaffali;
- Le date di scadenza riportate sulle confezioni che determinano una forte confusione nei consumatori finali, i quali sono tendenzialmente avversi ad acquistare tali prodotti, e che spesso sono oggetto di campagne promozionali (es: 2X1) con il rischio che, semplicemente, si trasferisca l'onere dello spreco ad un altro soggetto.
- La scarsa formazione del personale di vendita, incapace di posizionare al meglio i prodotti sugli scaffali e di effettuare una corretta rotazione.
- Alcune clausole contrattuali, inserite negli accordi tra distributore e fornitore, che permettono al distributore di restituire la merce invenduta se ha superato il livello prestabilito di vita residua sullo scaffale.

Ristoranti e Catering

Il mondo della ristorazione e delle mense (scolastiche, ospedaliere, aziendali) è un settore in cui lo spreco di cibo si verifica continuamente. Il FIPE (Federazione italiana pubblici esercizi) ha stimato che nei ristoranti italiani ancora oggi si sprecano ogni anno 185 mila tonnellate di cibo; un terzo degli alimenti nei pubblici esercizi è scartato, valore che raggiunge il 50% se si guarda alle mense scolastiche. In questa fase della filiera agroalimentare lo spreco degli alimenti si verifica non solo quando le pietanze sono scartate dopo la preparazione, ovvero quando il commensale lascia nel piatto del cibo, ma anche quando per qualsiasi motivo gli alimenti non possono più esseri utilizzati e cucinati. In altre parole, lo spreco si verifica a causa di diversi fattori come:

- Eccessive dimensioni delle porzioni di cibo servite;

- Scarse capacità gestionali dei menù che molto spesso includono diverse tipologie di portate, che necessitano di molteplici alimenti da utilizzare;
- Pratiche insufficienti per indurre i commensali a portare a casa le pietanze rimaste;
- Pasti a buffet ad un prezzo fisso che inducono i clienti a riempire il piatto più del necessario;
- Pianificazione complicata riguardo gli acquisti alimentari.

Consumo domestico

L'ultima fase della *food supply chain* si contraddistingue, rispetto alle altre fasi, per una importante percentuale di cibo sprecato. In questo caso i responsabili degli sprechi sono tutti i componenti della famiglia, non consapevoli effettivamente dell'ammontare del cibo che ogni giorno, mese, anno gettano nella spazzatura. I dati forniti da diverse organizzazioni attente al tema, sottolineano che in Italia ogni italiano spreca in media 145 chili di cibo ogni anno e che di conseguenza ogni famiglia ogni anno spreca 450 euro.

A differenza della fase di produzione agricola, in cui i maggiori sprechi sono prodotti dai paesi in via di sviluppo, nella fase di consumo domestico i meno virtuosi sono i paesi industrializzati.

Questo fenomeno si può spiegare per l'abbondanza di alimenti a disposizione, in qualsiasi momento e luogo, dei consumatori ed a prezzi piuttosto bassi. Questa condizione di eccesso di disponibilità tende a far ridurre il valore effettivo ed il valore percepito del cibo, innescando nella mente delle persone un circolo vizioso secondo cui più si ha a disposizione un bene in qualsiasi momento, più quel bene perde di valore e non merita troppa attenzione.

Importante sottolineare che lo spreco alimentare a livello domestico è perfettamente inserito nella vita di tutti i giorni dei cittadini e dipende da una serie di pratiche e routine quotidiane come i momenti di acquisto, conservazione, preparazione e consumo dei pasti. Secondo uno studio condotto in UK dal WRAP (2008) due sono le macro-cause degli sprechi alimentari:

- Eccessive quantità di cibo cucinato, preparato e servito che non è consumato e dà vita agli "avanzi";

- Consumo non in tempo, ovvero quegli sprechi causati dal superamento della data di scadenza degli alimenti o quando il cibo non sembra più commestibile.
- Condizione psicologica della “buona madre”: l’acquisto e la preparazione di eccessive quantità di cibo da proporre durante i pasti per sentirsi più apprezzata dalla famiglia e dagli ospiti;
- Stile di vita poco “ordinario”: la tendenza a consumare i pasti fuori casa, molto spesso non pianificati;
- Scarsa pianificazione prima di fare la spesa: bassa capacità di controllare la dispensa, il frigorifero ed il freezer prima di andare a fare la spesa e poter quindi inserire nella lista della spesa ciò di cui effettivamente si ha bisogno;
- Scarsa pianificazione dei pasti: situazione strettamente legata alla pianificazione errata della lista della spesa ed ai pasti consumati fuori casa;
- Comportamenti nel punto vendita: non seguire la lista della spesa redatta a casa e farsi guidare dagli acquisti d’impulso;
- Scarse capacità di gestire gli avanzi: non riuscire a conservare adeguatamente bene le rimanenze di cibi e non riuscire a riutilizzarli a causa di basse cooking skills;
- Errata conservazione: molto spesso gli alimenti, specialmente frutta e verdura, sono conservati alle temperature sbagliate, questo aumenta la probabilità di trovarsi cibo andato a male o ammuffito;
- Packaging: la grandezza eccessiva delle confezioni a prezzi più convenienti induce i consumatori ad acquistare quantità di cibo che nella maggior parte dei casi non sono necessari;
- Confusione delle date di scadenza: tutte le persone per valutare la commestibilità dell’alimento si affidano al proprio olfatto ed alla propria vista; molto spesso, però, i soggetti decidono di gettare il cibo perché hanno superato la loro data di scadenza riportata sulla confezione. La maggior parte dei consumatori, infatti, non conosce la differenza tra le due date di scadenza più utilizzate: “*best before*” (“da consumarsi preferibilmente entro il”) e “*use by*” (“da consumare entro”). “*best before*” ha l’obiettivo di indicare la data fino a quando l’alimento mantiene la sua qualità prevista: in questo caso il cibo può essere consumato anche dopo la data riportata, se, ovviamente, le istruzioni di conservazione sono state rispettate e se l’aspetto ed il sapore sono intatti. “*use By*” indica la data entro cui l’alimento può

essere consumato in modo sicuro, per cui è più conveniente non consumarlo oltre quella data: è una data di scadenza che, di solito, è assegnata a quei cibi che deperiscono molto facilmente come il pesce fresco e la carne macinata.

Infine, è utile sottolineare che ci sono altri fattori che incidono sugli sprechi alimentari a livello domestico: caratteristiche di carattere demografico e socioeconomico. Molte ricerche hanno dimostrato come lo spreco alimentare si può ricollegare a variabili quali: età, genere, dimensione e composizione della famiglia, reddito, cultura d'origine, grado di istruzione.

Per esempio, è stato dimostrato che le famiglie più numerose o in cui sono presenti bambini piccoli, tendono a sprecare di più rispetto ad un single o una famiglia con figli adolescenti.

2 IL LIFE CYCLE ASSESSMENT

In questo capitolo verranno delineate le origini storiche del Life Cycle Assessment, il quadro normativo che lo regola e come è strutturato. Successivamente, verrà descritto il software SimaPro, che è stato utilizzato per la realizzazione di tutti i casi studio presenti in questo documento. Infine, verrà trattato il metodo di impatto utilizzato in questo elaborato, cioè ReCiPe 2008 con le relative categorie di impatto.

2.1 Life Cycle Thinking e Life Cycle Assessment

Le prime valutazioni del ciclo di vita sono state fatte negli anni '60 e all'inizio degli anni '70. A causa della crisi della benzina, nel settore è emersa una forte necessità di ridurre il consumo di energia e, con questo obiettivo, sono stati apportati grandi cambiamenti a questo tipo di studi per renderli più precisi.

Tuttavia, fino al 1990 la metodologia LCA non era abbastanza sviluppata e la sua applicazione era chiaramente limitata. Solo nel 1994 apparve la prima definizione ufficiale per la valutazione del ciclo di vita da parte di SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Secondo SETAC (SETAC, 1991), gli obiettivi principali della realizzazione di un LCA sono:

- Fornire un'idea il più completa possibile delle possibili interazioni di un'attività o processo con l'ambiente.
- Contribuire alla comprensione delle conseguenze ambientali delle attività umane.
- Aiutare durante i processi decisionali con informazioni che definiscono gli effetti ambientali di ciascuna delle opzioni e identificano le opportunità di miglioramento ambientale.

Contrariamente ad altre metodologie che focalizzano l'attenzione nel migliorare gli impatti ambientali dei processi, LCA studia gli aspetti ambientali e i potenziali impatti durante tutta la vita attiva di prodotti e servizi. Nel 1996, SETAC ha pubblicato il rapporto "Verso una metodologia per la valutazione dell'impatto del ciclo di vita", che è stato utilizzato come base per il primo quadro normativo per LCA (ISO 14040-14044 2006). È stato pubblicato tra il 1997 e il 1998 dall'Organizzazione internazionale per la standardizzazione

ISO 14040 e fornisce la metodologia generale e le linee guida principali per la valutazione del ciclo di vita (LCA) e l'inventario del ciclo di vita (LCI). ISO 14041 descrive la fase di analisi dell'inventario del ciclo di vita (LCIA), ISO 14042 la fase di valutazione dell'impatto e infine ISO 14043 fornisce linee guida per interpretare correttamente l'intera LCA.

Successivamente è stata pubblicata una seconda edizione della ISO 14040 (ISO 14040: standard 2006, gestione ambientale, 2006) ed è stata pubblicata la ISO 14044 (norma ISO 14044: 2006, gestione ambientale). Questo quadro normativo ha sostituito il precedente ed è attualmente in vigore.

Negli ultimi anni, diversi autori hanno suggerito di ampliare l'approccio dell'LCA frequentando la tripla "P" della sostenibilità: persone - pianeta - profitto, proponendo un'analisi del ciclo di vita per la sostenibilità, che integra l'LCA convenzionale con il costo del ciclo di vita.

2.2 Vantaggi dell'utilizzo del metodo LCA

Il LCA è uno strumento di valutazione della sostenibilità davvero potente, incentrato sugli aspetti ambientali della sostenibilità a livello di prodotto. È considerato uno strumento efficace per le seguenti caratteristiche:

- Può esaminare il sistema come un'unità completa (dalla culla alla tomba).
- Può analizzare più aspetti simultaneamente (aria, acqua, residui ...).
- Analizza più attributi.
- Aiuta a confrontare e identificare i vantaggi e i punti deboli tra le diverse alternative.
- Supporta i processi decisionali.
- È uno strumento altamente raccomandato per coprire gli aspetti di sostenibilità.

Pertanto, l'esecuzione di un LCA comporta importanti vantaggi in quanto rappresenta una valutazione sistematica delle conseguenze ambientali associate a un determinato prodotto o processo, che consente anche il confronto tra alternative e quindi aiuta durante i processi decisionali.

Inoltre, analizza i compromessi ambientali associati a uno o più prodotti al fine di trovare opportunità di miglioramento dei processi o dei prodotti. Infine, può anche rappresentare

uno strumento utile per la comunicazione con le parti interessate, in quanto LCA sta diventando uno strumento di comunicazione credibile e verificabile per esprimere il valore sostenibile dei prodotti ai consumatori. Questo è un punto importante dato che la preoccupazione per le questioni ambientali tra le popolazioni è notevolmente aumentata negli ultimi anni.

2.3 Riferimenti Normativi: le ISO 14040

Le norme che regolamentano la metodologia LCA sono state ideate dal comitato tecnico ISO/TC 207; in particolare ci riferiamo alle norme ISO 14000. Lo scopo di tali riferimenti normativi è quello di costruire un manuale pratico per la realizzazione e il miglioramento di un piano di gestione ambientale, fornendo mezzi quantificabili e attendibili per divulgare tali informazioni sulle proprie performance ambientali ed energetiche dei propri processi produttivi.

Le due norme indispensabili per la realizzazione di uno studio LCA sono la ISO 14040 (2006) e 14044 (2006) che rappresentano una linea guida per la realizzazione di uno studio LCA.

Nella ISO 14040 (2006) viene specificata la struttura portante di uno studio LCA, i requisiti ed i principi per la realizzazione di uno studio e per la sua divulgazione. La ISO 14044 (2006) invece detta le linee guida per la valutazione del ciclo di vita, e comprende le seguenti fasi:

- 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.

2.4 Le fasi di uno studio LCA

La metodologia generale di un LCA si compone di quattro fasi (in alcuni casi, quando è possibile applicare un'analisi semplificata, il numero di fasi può essere ridotto), le seguenti:

Definizione degli obiettivi e dell'ambito: in questa prima fase è necessario stabilire l'obiettivo principale dello studio e i limiti o l'ambito di quest'ultimo. Inoltre, devono essere definiti i dati necessari e altre possibili ipotesi.

Life Cycle Inventory (LCI): in questa fase vengono definiti i redditi e gli esiti di energia e materiali durante tutto il ciclo di vita del sistema definito nella fase precedente.

Life Cycle Impact Assessment (LCIA): questo punto consiste nella valutazione degli impatti ambientali derivati dai flussi di energia e materiali definiti nell'analisi dell'inventario e della loro classificazione in termini di diversi tipi di impatti ambientali che ciascuno di essi può produrre.

Interpretazione dei risultati: infine, tutti i risultati ottenuti nelle fasi precedenti devono essere analizzati come un'unica unità, tenendo conto degli obiettivi definiti. Quindi è possibile stabilire le conclusioni dello studio e le raccomandazioni finali.

Nei punti seguenti queste diverse fasi saranno definite in dettaglio. La metodologia dell'LCA ha un comportamento dinamico o iterativo, il che significa che tutte e quattro le fasi sono correlate. Per questo motivo, quando otteniamo i primi risultati, le ipotesi fatte durante la prima fase possono essere modificate e i dati utilizzati nelle restanti fasi possono essere perfezionati.

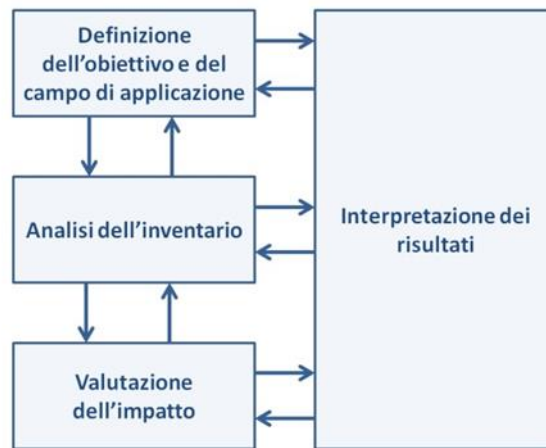


Figura 2 Fasi dell'LCA dove le varie frecce rappresentano il principio dell'approccio iterativo.

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

Secondo la norma ISO 14044, l'obiettivo e la portata di una valutazione del ciclo di vita devono essere chiaramente definiti e coerenti con l'applicazione stabilita.

Pertanto, in riferimento all'obiettivo, è necessario definire l'applicazione e le ragioni di sviluppo dello studio, così come il suo obiettivo e se i risultati ottenuti dall'analisi verranno utilizzati per un confronto o meno.

Tuttavia, se l'obiettivo dello studio prevede di confrontare i risultati con altre analisi, è necessario che tutti vengano eseguiti nella stessa fase della vita e prendendo in considerazione la stessa unità funzionale e altre considerazioni come la funzione principale, i limiti del sistema, la qualità dei dati, la valutazione dei dati.

Unità funzionale (UF):

La definizione dell'unità funzionale è fondamentale per realizzare un corretto studio LCA. Uno dei fini principali dell'unità funzionale è quello di garantire un parametro di confronto al quale i dati di input e output siano normalizzati; quindi come si evince dalla ISO 14044, 2006, deve essere facilmente quantificabile e chiaramente definita. Essa garantisce il possibile confronto di due processi diversi ma funzionalmente paragonabili, determinando i flussi in entrata ed uscita di energia e materia rapportati proprio all' UF. In molti studi, l'UF è definita come kg di prodotto, KWH di energia erogata, quintali di rifiuti trattati.

Confine del sistema:

Scegliendo i confini del sistema del processo analizzato si vanno a determinare quali sono i sotto processi che sono inclusi ed esclusi dall'analisi; tale scelta deve essere effettuata in coerenza con l'obiettivo generale dello studio e utilizzando dei criteri sensati (ISO 14044,2006).

In merito ad i confini del sistema possiamo optare per 3 scelte differenti:

- Dalla culla alla tomba (*from cradle to grave*): questo è l'approccio più completo in quanto si vanno ad analizzare tutti i sotto processi a partire dalla coltivazione/estrazione delle materie prime fino all'utilizzo e relativo fine vita/smaltimento.
- Dalla culla al cancello (*from cradle to gate*): in questo approccio si vanno ad escludere tutti i processi a valle della produzione del bene, vale a dire il suo utilizzo e fine vita.
- Dal cancello al cancello (*from gate to gate*): in questo caso si vanno ad indagare solo i processi che avvengono all'interno di una industria (fase produttiva), escludendone le fasi precedenti (estrazione/coltivazione) e le fasi successive.

Inoltre, in questa fase si vanno a definire anche i confini geografici e temporali.

2.4.2 Analisi d'inventario

La fase successiva, in un'analisi LCA, è quella del Life Cycle Inventory (LCI), che include l'ottenimento di dati e procedure di calcolo in modo da quantificare i redditi e gli esiti rilevanti durante ciascuno dei processi unitari inclusi nel sistema analizzato.

Questa fase viene svolta seguendo i seguenti punti:

- Produzione del diagramma di flusso del processo analizzato;
- Raccolta e verifica dei dati;
- Elaborazione analitica dei dati
- Eventuale allocazione dei flussi

Produzione del diagramma di flusso del processo analizzato

In questa prima fase si va ad analizzare il processo globale per poi cercare di suddividerlo in sotto fasi, grazie alla realizzazione del diagramma di flusso, ovvero una rappresentazione schematica di tutte le fasi e processi che compongono il ciclo di vita del sistema.

Raccolta e verifica dei dati

In questa fase avviene la raccolta vera e propria di tutti i dati necessari per lo svolgimento dell'analisi. Vengono così quantificati gli input e output del processo. I dati possono essere suddivisi nelle seguenti categorie:

- Consumo di materie prime;
- Consumo di risorse idriche;
- Consumo di fonti energetiche;
- Emissioni in acqua
- Emissioni in Atmosfera;
- Rifiuti

I dati utilizzati in questa fase possono essere di tre tipi differenti, in base alla loro provenienza:

- Dati primari: sono i dati relativi al processo produttivo analizzato, che vengono direttamente misurati e quantificati in campo;
- Dati secondari: dati contenuti nei vari database commerciali di LCA, contenuti in manuali o nelle pubblicazioni scientifiche che si possono trovare nelle banche dati specializzate.
- Dati terziari: sono dati estrapolati da processi simili a quello analizzato (ad esempio produzione di zucchero da barbabietola e da canna da zucchero).

La ISO 14044 (2006) suggerisce di preferire l'utilizzo, se possibile, di tutti i dati primari in quanto relativi al processo studiato, in loro mancanza si possono usare dati secondari e terziari.

Elaborazione analitica dei dati

In questa fase tutti i dati raccolti in precedenza devono essere elaborati per riferirli all'unità funzionale prescelta.

Allocazione

Questo processo è necessario nel caso in cui ci sia una multifunzionalità, ovvero un sistema che presenta come output prodotti e sottoprodotti diversi. In questo caso è necessario ripartire sia i flussi in entrata che quelli in uscita.

2.4.3 Valutazione degli impatti

Questa terza fase consiste nel raggruppare e valutare i risultati dell'inventario del ciclo di vita realizzato nella fase precedente in base alle categorie di impatto. Ad esempio, il potenziale di riscaldamento globale (GWP) o l'acidificazione del suolo e dell'acqua, che è stata determinata nella prima fase del LCA. Ciascuna delle categorie deve essere quantificata tramite indicatori numerici in modo da poter applicare metodi di valutazione dell'impatto.

La valutazione degli impatti deve comprendere le seguenti fasi:

Classificazione: questo primo passo consiste nell'assegnare tutti i dati dall'inventario alle categorie di impatto precedentemente selezionate e seguendo il metodo di valutazione scelto. In particolare, tutti i dati dell'inventario sono classificati nelle diverse categorie di impatto in base ai possibili cambiamenti che possono produrre nell'ambiente. Il risultato finale è un inventario raggruppato e semplificato in cui appariranno solo i flussi di energia e materiali che influenzano una particolare categoria.

Caratterizzazione: valutazione della pertinenza dei diversi flussi di energia e materiale in modo da poter calcolare gli indicatori numerici di ciascuna delle categorie di impatto, ad esempio i kg di CO₂ equivalente per il riscaldamento globale. Si basa sulla conversione dei risultati in unità comuni per ciascuna delle categorie di impatto, utilizzando i fattori di caratterizzazione. Questi rappresentano la quantità di ciascuno dei possibili composti che, in caso di fuoriuscita, produrrà un impatto ambientale quantitativamente comparabile con

l'unità base della categoria di impatto. Ad esempio, 1 kg di CH₄ produce circa lo stesso impatto nel riscaldamento globale di 21 kg di CO₂. Il risultato della caratterizzazione è il profilo ambientale del sistema, compresi tutti gli indicatori numerici per tutte le categorie di impatto considerate.

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

Facoltativamente, i risultati numerici della caratterizzazione possono essere normalizzati, raggruppati e ponderati nei seguenti passaggi:

Normalizzazione: consiste nella valutazione della grandezza relativa degli indicatori di impatto del sistema analizzato di fronte alla grandezza reale o prevista su scala nazionale, continentale o globale. Conoscere il contributo di ciascuna delle categorie di impatto considerate in un contesto globale aiuta a comprendere l'entità relativa degli indicatori numerici ottenuti durante la caratterizzazione. Nella standardizzazione, i risultati della caratterizzazione sono divisi in termini di fattori normalizzati che esprimono i risultati per un'area geografica e il tempo determinato. Ad esempio, l'impatto ambientale prodotto da un cittadino europeo medio durante un anno.

Ponderazione: questa è la parte più soggettiva di questa fase dell'LCA e consiste nel ponderare i risultati ottenuti per le diverse categorie di impatto con l'obiettivo di effettuare un confronto più diretto o addirittura aggregarli in un unico indicatore globale. In questa fase, i risultati degli indicatori normalizzati delle diverse categorie di impatto vengono convertiti in unità comuni usando la ponderazione di fattori numerici che sono determinati attraverso valutazioni soggettive o giudizi di valore. Questi fattori di valutazione numerica possono essere ottenuti da dati socioeconomici ma non possono essere considerati fattori scientifici rilevanti. (ISO 14044: standard 2006, gestione ambientale)

È importante notare che nello stesso studio è possibile utilizzare diverse metodologie di valutazione dell'impatto allo scopo di contrastare i risultati per diverse categorie di

impatto. Le metodologie di valutazione di solito includono alcuni degli indicatori ambientali presentati in precedenza.

2.4.4 Interpretazione e analisi dei risultati

Nella fase di interpretazione, tutti i risultati ottenuti nelle fasi precedenti dell'LCA vengono analizzati e valutati al fine di ottenere le conclusioni e le raccomandazioni utili per il sistema studiato (norma ISO 14040: 2006, gestione ambientale, 2006). Non solo i danni ambientali possono essere importanti nel processo decisionale, ma anche criteri sociali, culturali o economici. In quest'ultima fase, è possibile identificare gli aspetti significativi del ciclo di vita del prodotto considerato e, se necessario, è possibile mutarli. Fa tutto parte di un processo iterativo che porta a raggiungere l'obiettivo principale e apportare miglioramenti allo studio di valutazione del ciclo di vita che è stato condotto.

L'interpretazione dei risultati deve essere coerente con l'obiettivo e l'ambito definiti nella prima fase e comprende tre elementi fondamentali: identificazione delle variabili significative, verifica dei risultati e, infine, conclusioni e raccomandazioni. Durante il primo di essi, vengono identificati i processi che portano un impatto maggiore e anche quelli che possono essere evocati per lo studio. L'obiettivo della verifica dei risultati è stabilire e rafforzare l'affidabilità dei risultati attraverso un'analisi di integrità, sensibilità e coerenza.

L'analisi di integrità viene eseguita al fine di dimostrare che tutte le informazioni e i dati rilevanti necessari per l'interpretazione sono disponibili e corretti. L'analisi di sensibilità valuta l'affidabilità dei risultati finali e delle conclusioni determinando se sono influenzati da incertezze nei dati o nei metodi di valutazione che sono stati scelti. Infine, l'analisi di coerenza valuta se l'ipotesi, i metodi e i dati sono coerenti con l'obiettivo e la portata dello studio. Comunque, tutte queste analisi non sono obbligatorie ma utili per le conclusioni e le raccomandazioni finali.

2.5 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.

Questo software è costituito principalmente da due banche dati:

- **Database per la fase di inventario:** in questo database sono presenti processi, input e output associati ai vari prodotti
- **Database per l'analisi d'impatto ambientale.**

Per quanto riguarda il database per la fase di inventario, all'interno del software SimaPro sono presenti 9 banche dati:

- EcoInvent: questa banca dati svizzera contiene più di quattromila processi relativi a prodotti di differenti settori industriali, riferiti al contesto europeo. Tutti questi dati sono correlati di una documentazione dettagliata che contiene una descrizione minuziosa dei dati contenuti.
- ELCD: questa banca dati è stata sviluppata dalla commissione europea (Institute for Environment and Sustainability), e contiene circa 500 dataset sempre riferiti al contesto Europa.
- LCA Food database
- Industry data
- US Input Output database
- Danish Input Output database
- Dutch Input Output database
- Franklin USA 98
- ETH_ESU

I metodi di calcolo per convertire le informazioni raccolte durante la fase di inventario in valori di impatto ambientali sono contenuti nella banca dati presente nel software. In particolare, possiamo incontrare i seguenti metodi di calcolo:

- *Eco-indicator 99*
- *CML 2 method (2000)*
- *EPD method*
- *TRACI*
- *IMPACT 2002+*
- *ReCiPe 2008*

- *Cumulative Energy Demand (CED)*
- *IPCC Green house gas emission*

Come già detto la piattaforma software SimaPro versione 8.4 contiene una serie di metodi di valutazione dell'impatto che possono essere utilizzati per calcolare i risultati della valutazione dell'impatto. Questi metodi sono suddivisi in sottogruppi, vale a dire europei, nordamericani, per il calcolo dell'impronta idrica e altri minori. Osservando i metodi europei, è possibile utilizzare otto procedure per calcolare i risultati della valutazione d'impatto; in particolare, i tre metodi più utilizzati sono EPD, ILCD e ReCiPe, che comprendono rispettivamente sette, undici e diciassette categorie di impatto. Di questi tre metodi, è stato selezionato il metodo ReCiPe (Huijbregts et al. 2016) in quanto è il più utilizzato nel contesto di impatto ambientale del FW (Vitale et al. 2018) e può fornire una panoramica completa delle varie categorie di impatto; inoltre, l'incertezza dei risultati a livello di punto medio è relativamente bassa.

2.6 Il metodo ReCiPe 2008

Per il calcolo dell'impatto ambientale in questo elaborato è stato utilizzato il metodo ReCiPe 2008, che è un aggiornamento dei metodi Eco-indicatore 99 e CML 2002 implementato dal comitato il Ministero dell'Ambiente olandese (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, VROM).

Il nome del metodo è un acronimo, che rappresenta le iniziali delle istituzioni che hanno contribuito in maniera preponderante al progetto: RIVM e Radboud University, CML e Pré Consultants. (si veda il sito <https://www.pre-sustainability.com/recipe> per una descrizione esaustiva di tale metodo). La scelta di questo modello è riconducibile alla necessità di disporre di un metodo riconosciuto per valutare il maggior numero di categorie di impatto oggi conosciute.

Le categorie di impatto considerate dal metodo ReCiPe 2008 sono le seguenti:

- **Climate Change,**
Quantifica l'impatto che le emissioni in atmosfera di gas serra (GHG, *greenhouse gases*) di origine antropogenica hanno sui cambiamenti climatici.

In questo modello viene considerato il contributo di tutti i gas serra (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, PFC, HCFC) che viene poi tradotto in kg CO₂ eq (kilogrammi di CO₂ equivalente) secondo quanto previsto dall'IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*).

- **Ozone Depletion,**

Questa categoria rendiconta l'impatto derivante dall'emissione in aria delle principali sostanze (*Ozone Depletion Substances*, ODS) responsabili, tramite reazioni chimiche, della distruzione dell'ozono stratosferico (O₃). L'ozono stratosferico funge da filtro per le radiazioni UV-B provenienti dal sole le quali possono provocare danni alla salute umana e all'ambiente (aumento dei rischi di tumore alla pelle e cataratta così come potenziali danni alle piante terrestri e agli organismi acquatici).

- **Terrestrial Acidification,**

Considera l'impatto relativo al cambiamento delle condizioni di acidità del suolo dovuto alla deposizione atmosferica di sostanze inorganiche come solfati, nitrati e fosfati. Le principali sostanze acidificanti emesse in atmosfera sono gli ossidi di azoto (NO_x), l'anidride solforosa (SO₂) e l'ammoniaca (NH₃).

- **Eutrophication,**

Questa categoria tiene conto delle emissioni nei comparti acquatici di sostanze nutrienti in grado di favorire l'eutrofizzazione, fenomeno che può potenzialmente recare danno alle specie acquatiche vegetali e animali causando, tra le principali problematiche, una diminuzione della filtrazione solare nonché una diminuzione della concentrazione di ossigeno nelle acque.

Le due sottocategorie considerate da questo metodo sono:

- *Freshwater eutrophication*, eutrofizzazione delle acque dolci (che riporta i risultati in kg di Peq. – kg di fosforo equivalente - essendo il fosforo il nutriente limitante in questi ecosistemi) e

- *Marine eutrophication*, eutrofizzazione marina (che riporta i risultati in kg di Neq. – azoto equivalente - essendo in tal caso l'azoto il nutriente limitante)

- **Human Toxicity,**

- Considera gli effetti sulla salute umana dovuti all'emissione di sostanze tossiche tenendo conto della persistenza di tali sostanze nell'ambiente, dell'accumulo sulla catena alimentare e del grado di tossicità delle sostanze chimiche.
- **Photochemical Ozone Formation,**
Valuta gli impatti sulla salute umana (malattie alle vie respiratorie e ai polmoni) e sugli ecosistemi (danni alla vegetazione) causati dall'ozono sviluppato da reazioni fotochimiche di NOX e NMVOCS (*Non Methane Volatile Organic Compounds*). La tossicità dell'ozono deriva dalla sua natura reattiva che gli permette di ossidare le molecole organiche.
- **Particulate matter formation,**
Considera gli impatti collegati alla salute umana connessi con l'inalazione di polveri sottili (problemi alle vie respiratorie e polmonari) derivanti da attività antropiche.
- **Ecotoxicity**
Include gli effetti di sostanze tossiche sugli ecosistemi e il metodo di calcolo è del tutto simile a quello utilizzato per la categoria "*human toxicity*". Il metodo suddivide questa macro-categoria in tre differenti categorie di impatto relative ai sistemi acquatici o terrestri:
 - eco-tossicità terrestre (*Terrestrial EcoToxicity, TET*),
 - eco-tossicità delle acque dolci (*Freshwater EcoToxicity, FET*) ed
 - eco-tossicità marina (*Marine EcoToxicity MET*).
- **Ionising radiation,**
Quantifica gli impatti sulla salute umane e sugli ecosistemi generati dalle radiazioni ionizzanti le cui principali fonti sono i radionuclidi presenti nell'aria e nell'acqua emessi durante il ciclo del combustibile nucleare, l'estrazione di rocce fosfatiche, gas e petrolio e il funzionamento delle centrali energetiche a carbone.
- **Land use**
Considera gli impatti sugli ecosistemi dovuti agli effetti di occupazione e trasformazione del suolo, tenendo in considerazione unicamente queste due tipologie di effetti o meccanismi per collegare le modalità di utilizzo del suolo alla perdita di biodiversità del terreno stesso.

Il metodo ReCiPe 2008 utilizza il modello sviluppato da CML per il calcolo di tale categoria ma suddivide tre diverse categorie di impatto:

- *Agricultural Land Occupation*, area occupata per fini agricoli (u.d.m.: m²*yr);
- *Urban Land Occupation*, area occupata da insediamenti urbani (u.d.m.: m²*yr);
- *Natural Land Transformation*, area naturale trasformata (u.d.m.: m²).

- **Water Depletion,**

Considera il consumo netto di acqua utilizzata per una qualsiasi attività. Per tale valutazione è importante tenere conto della fonte idrica di provenienza (p.es acque di lago, fiume, sotterranee o altre fonti). L'unità di misura per tale categoria di impatto è m³ di acqua.

- **Mineral resource Depletion,**

Tale categoria quantifica il consumo di materie prime associabili ad un'attività o ad un particolare prodotto.

I risultati relativi a tale impatto sono riportati in kg Fe eq (kg di ferro equivalente).

- **Fossil fuel depletion,**

Valuta il consumo di combustibili fossili, nello specifico gli idrocarburi, nelle varie forme in cui si presentano: gassoso (come ad esempio il metano), petrolio liquido o materiali non-volatili (come ad esempio il carbone).

La valutazione degli impatti è stata svolta utilizzando il set suggerito di default dal software per la valutazione degli impatti a livello *midpoint*, ovvero relativo alla condizione europea (Europe ReCiPe H).

3 IL PROGETTO SORT

Il progetto SORT nasce per dare risposta al problema del *Food Waste* che, come dimostrato nei capitoli precedenti, rappresenta una delle principali sfide a cui la collettività e le istituzioni sono chiamati a dare risposta. Tale processo è acronimo di Sviluppo di sistemi tecnologici innovativi integrati per lo Spacchettamento, l'Organizzazione delle scorte e il Tracciamento dei prodotti alimentari sprecati finalizzati alla loro valorizzazione e vede coinvolti:

- il Comune di Imola;
- 6 imprese;
- 3 Università dell'Emilia-Romagna: Parma, Bologna, Ferrara.

Il progetto è stato finanziato dal programma “*Smart Cities and Social Innovation*”, approvato dal ministero dell'Università e della Ricerca per trovare risposte alla “non ottimale organizzazione della filiera alimentare”. Detto in altre parole: spesso i cibi inviati in discarica, in base all'unica data di scadenza riportata sull'etichetta, sono ancora utilizzabili; quindi il progetto SORT vuole ridurre lo spreco dei prodotti alimentari, recuperando quelli destinati alla discarica e usarli per la filiera zootecnica e la produzione di energia e, allo stesso tempo, favorendo il riciclo dei contenitori.

Le statistiche ci dicono che circa l'1-2% dei prodotti alimentari che giungono sugli scaffali dei punti vendita diventano rifiuti. Questi numeri, che sembrano all'apparenza poco significativi, rappresentano in realtà una quantità elevatissima di prodotto. Nella maggior parte dei casi, almeno in Emilia-Romagna, il fine vita che questi prodotti hanno oggi è la discarica. Con il progetto SORT questi scarti verranno recuperati da camioncini che porteranno i prodotti confezionati in un punto di consolidamento o centro di distribuzione a livello provinciale. Bisogna capire da quali punti vendita prelevare gli scarti: questo è in funzione della distanza del punto vendita dal centro di distribuzione e della dimensione del punto vendita, perché se i punti vendita sono molto piccoli la quantità di scarti alimentari non giustificano economicamente il loro ingresso nel progetto.

Quando nel centro di distribuzione si avrà una quantità sufficiente di prodotti, un camion partirà e andrà a Imola dove ci sarà l'impianto di spacchettamento. A questo punto si avrà la separazione del packaging dal prodotto e gli ex alimenti verranno inviati, a seconda di

cosa conviene economicamente o ambientalmente, ed ovviamente conformemente a quanto la legge impone, alla filiera del mangime o alla filiera del biogas.

Uno degli obiettivi principali del progetto SORT è mettere a punto i sistemi di disimballaggio per estrarre la matrice alimentare dal suo imballaggio primario e indirizzarlo verso il punto di riconcentrazione.

Il progetto SORT è giudicato il migliore tra i progetti che si sono presentati nell'ambito del bando Smart Cities del Miur, quindi il progetto ha già attirato l'attenzione del Ministero dell'Ambiente e del Ministero dello Sviluppo economico in quanto al momento è l'unico al mondo di questo genere.

Tale progetto affronta proprio tali questioni attraverso un sistema di tecnologie innovative che potremmo riassumere in 3 fasi:

1) **SCADENZA**: identificazione e implementazione sperimentale di un sistema di indirizzamento dei beni alimentari capace di contemplare molteplici destinazioni d'uso in funzione del tempo trascorso dalla produzione e delle condizioni nelle quali il prodotto è stato conservato.

2) **RICONCENTRAZIONE**: gestione delle scorte al fine di poter tracciare i singoli prodotti e inserire sistemi di aggregazione.

3) **IMBALLAGGIO**: messa a punto di sistemi di disimballaggio per estrarre il bene edibile dal suo imballaggio primario e indirizzarlo verso il corretto punto di riconcentrazione, anche in funzione di una stima della qualità nutrizionale del bene.

I risultati della ricerca avranno ricadute positive sull'economia della filiera alimentare, sull'ambiente e sull'occupazione e stimoleranno il trasferimento tecnologico, la nascita di nuove imprese e di *spin off* industriali.

Di seguito si riporta una descrizione sintetica di come funzionerà il sistema ideato all'interno del progetto SORT.

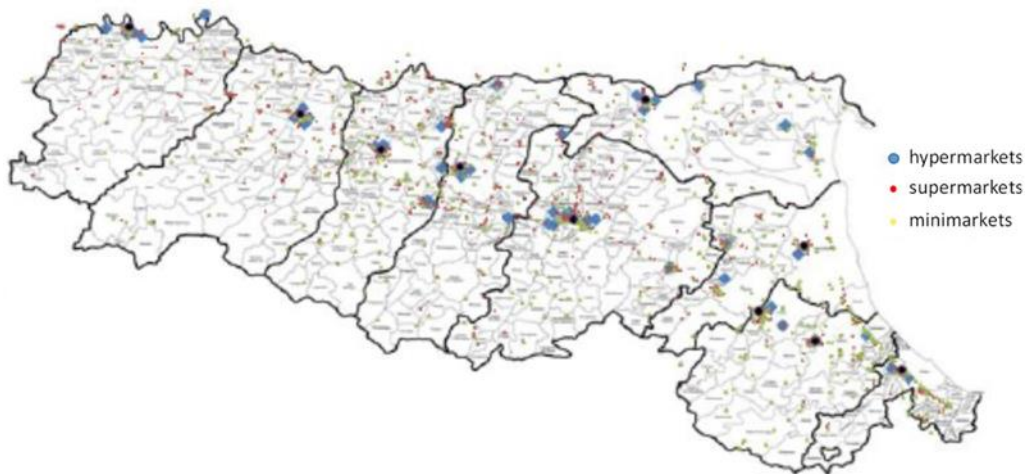


Figura 3 Distribuzione punti vendita in Emilia-Romagna

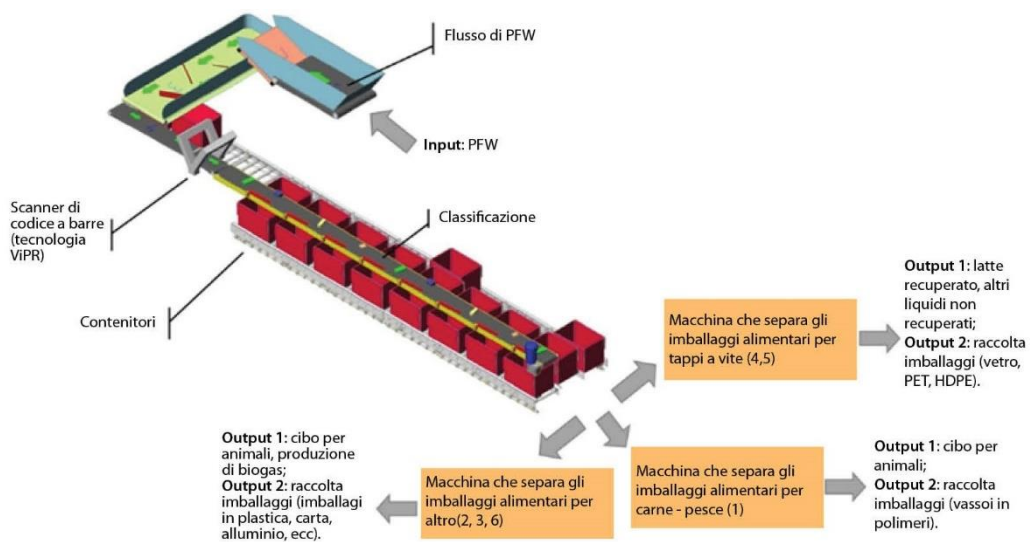


Figura 4 Fase di riconcentrazione del progetto SORT

Nel nuovo processo il *Food Waste* (FW) sarà preliminarmente suddiviso in cinque famiglie di prodotti (vale a dire fragile, non fragile, refrigerato, non refrigerato e altro), per garantirne il trasporto sicuro. Il raggruppamento dei prodotti sarà effettuato all'interno dei negozi e supportato da un carrello intelligente, che fornisce assistenza agli operatori per separare il FW. È stato stabilito che 930 dei 1557 negozi al dettaglio dell'Emilia-Romagna saranno dotati di carrelli intelligenti con cinque box (600 * 400 * 400 mm ciascuno), una

per ogni famiglia di prodotti, in grado di raccogliere un massimo di 70 l di FW per contenitore. Più precisamente, i carrelli saranno utilizzati solo negli ipermercati e nei supermercati, dove la quantità giornaliera di FW è maggiore e può essere separata in contenitori diversi. I negozi al dettaglio più piccoli raccoglieranno l'intera quantità di *Package Food Waste* (PFW) in un contenitore unico con la stessa capacità di quelli utilizzati nel carrello. Tutti i contenitori saranno caricati su camion specifici, che gli consegneranno ai centri di distribuzione ogni 4 giorni. Il FW verrà quindi spedito ogni 4 giorni dai centri di distribuzione a un centro di smistamento centralizzato, operando in continuo, dove i prodotti, dopo una " chicane " preliminare che li allineerà in un'unica fila verranno ordinati in gruppi omogenei e raccolti in contenitori diversi. Tale ordinamento è supportato da uno scanner del portale in grado di leggere codici a barre e identificare gli articoli utilizzando la tecnologia ViPRR (riconoscimento di oggetti visivi) 2 integrata, con una capacità di scansione media di 100 prodotti al minuto e un'efficienza vicina al 99,5%. Lo scanner del portale è in grado di leggere il codice EAN13 di ciascun articolo, che identifica in modo univoco i prodotti confezionati. Il codice EAN13 di ogni alimento il prodotto viene quindi utilizzato come chiave primaria per accedere a un database in cui sono memorizzati tutti i dati relativi all'alimento (ad es. ingredienti, valori nutrizionali e tipi di materiali di imballaggio). La selezione viene effettuata in base all'imballaggio e alle caratteristiche del prodotto: più precisamente, il FW sarà raggruppato in funzione della valorizzazione del fine vita più adatta, considerando sia l'opzione della parte alimentare (riutilizzo per alimenti per animali domestici, per l'alimentazione degli animali o per produzione di biogas) e l'opzione del materiale di imballaggio (riciclaggio, recupero di energia e discarica).

Sulla base di questi criteri, sono stati identificati 6 diversi gruppi di prodotti:

- (1) prodotti a base di carne e pesce, confezionati in vassoi polimerici (destinazione dell'alimento per animali domestici e raccolta degli imballaggi);
- (2) pane, pasta e biscotti secchi (destinazione dell'alimentazione animale e raccolta degli imballaggi);
- (3) prodotti ortofrutticoli (destinazione dell'alimentazione animale dopo l'essiccazione e la raccolta dell'imballaggio);

- (4) acqua, alcolici, bevande e bevande con confezioni con tappo a vite (solo raccolta di imballaggi);
- (5) latte con confezioni con tappo a vite (ritorno alle aziende dopo l'essiccazione e la raccolta dell'imballaggio);
- (6) altri prodotti alimentari (produzione di alimenti per animali o biogas e raccolta degli imballaggi).

Il FW di ciascun gruppo verrà successivamente trasferito in tre macchine per la separazione degli imballaggi per alimenti in grado di separare la frazione organica dal suo imballaggio. Per i prodotti alimentari solidi (cluster 2, 3 e 6), le tecnologie di disimballaggio sono attualmente disponibili sul mercato e fanno uso di processi meccanici di base, come compressione, triturazione e screening di agitazione per separare il contenuto della confezione (Mosna et al. 2016).

Una macchina di separazione può essere alimentata da una a cinque tonnellate all'ora di PFW ed è in grado di separare FW secco e umido con un'efficienza stimata fino al 99% nel recupero del prodotto. In questo caso, i materiali di imballaggio sono ridotti a scaglie, che potrebbero essere valorizzati solo attraverso il riciclaggio o il recupero di energia. Il riutilizzo non sarà un'opzione utilizzando questa apparecchiatura e, in ogni caso, non sarebbe la migliore valorizzazione dell'*End Of Life/fine vita* (EOL) per i materiali trattati. Dopo la separazione, le frazioni alimentari e di imballaggio potrebbero essere leggermente contaminate l'una dall'altra; tuttavia, il livello di contaminazione è basso e accettabile per la valorizzazione come mangime per animali o biomassa dei rifiuti alimentari e per una destinazione non alimentare dei materiali di imballaggio riciclati. Dopo ogni trattamento, la macchina viene completamente pulita per mezzo di un sistema automatico *Cleaning In Place* (CIP). Per alimenti liquidi (cluster 4 e 5) è stata progettata una nuova macchina di separazione; la macchina svita il tappo, gira la bottiglia e la svuota. Gli alimenti liquidi verranno raccolti in contenitori, mentre gli imballaggi vuoti in contenitori. Per i prodotti a base di carne e pesce (gruppo 1), è stata progettata una macchina specifica in grado di tagliare gli imballaggi senza danneggiare il cibo. I vassoi polimerici e il film superiore vengono tagliati sul lato corto della confezione e quindi afferrati sul lato opposto da un robot antropomorfo. Spostando il vassoio, il robot lascerà cadere il cibo all'interno di un bidone e metterà i materiali di imballaggio in un contenitore diverso. È essenziale che il

cibo sia mantenuto intatto per la sua valorizzazione in alimenti per animali domestici di alto valore, utilizzando solo alimenti selezionati affettati.

Tutti i materiali di imballaggio separati verranno quindi inviati a destinazioni di fine vita specifiche, quali termovalorizzazione, riciclaggio e discarica.

3.1 Lo scarto alimentare in Emilia-Romagna

I dati relativi alla quantità di alimenti confezionati scartati sono stati ottenuti mediante contatti diretti con 63 negozi al dettaglio di varie dimensioni (6 ipermercati, 26 supermercati e 31 minimarket) distribuiti in Emilia-Romagna. I negozi al dettaglio coinvolti nel progetto SORT sono stati intervistati tra giugno e luglio 2016. Sulla base delle interviste, è stato valutato che i rivenditori della regione hanno sprecato circa 14.600 tonnellate di alimenti confezionati nel 2015. Una quota di 300 tonnellate/anno è stata rimossa da questo importo, in quanto corrisponde alla quantità di cibo sprecato donato a scopi di beneficenza nella regione Emilia-Romagna. Questo importo è stato stimato a partire da un valore nazionale di 4103 tonnellate/anno (Avvenire, 2017). Sulla base dei dati raccolti, gli alimenti sprecati nei negozi al dettaglio possono essere classificati nei seguenti gruppi: prodotti da forno (14,69%), caffè (0,09%), bevande (0,25%), pesce (0,68%), alimenti congelati (0,13%), carne (27,63%), latte e prodotti lattiero-caseari (29,35%), pasta (3,05%), cibi pronti (3,39%), salame (2,34%), salse (0,56%), frutta e verdura (9,38%), altro (8,46%). Sempre sulla base dei dati raccolti, si stima che il peso medio del PFW rappresenti ca. 0,5 kg. Secondo lo studio sul campo condotto da UKRAP (2013) nel Regno Unito, gli imballaggi primari rappresentano il 13,8% in peso (in media) del prodotto alimentare confezionato donato in beneficenza per il consumo umano nel 2011; WRAP ha stimato infatti che su 5800 tonnellate di alimenti confezionati donati circa 800 tonnellate siano confezionate. Applicando lo stesso rapporto, abbiamo stimato che il 13,8% di 14.300 tonnellate di PFW, ovvero 1973 tonnellate, sono costituite da materiale da imballaggio sprecato insieme ai prodotti alimentari scaduti. Pertanto, l'unità funzionale di tutto lo scenario analizzato è 1973 tonnellate di rifiuti di imballaggio, che secondo i dati forniti da FISE UNIRE & Fondazione per lo sviluppo sostenibile possono essere stimati in:

- Materie plastiche, che rappresentano il 29,82% della quantità totale di rifiuti e includono:

- ✓ Polietilene (PE) (13,92%);
- ✓ Polietilene tereftalato (PET) (7,14%);
- ✓ Altre materie plastiche come polipropilene (PP), polistirolo (PS) e polivinilcloruro (PVC) (8,76%);
- Materiali a base di carta che rappresentano il 29,79% della quantità complessiva di rifiuti;
- Vetro (26,24%)
- Alluminio (1,35%)
- Ferro e acciaio (9,65%);
- Imballaggio composito (3,10%).

3.2 Analisi bibliografica riguardante la valorizzazione del PFW

È stata effettuata una revisione della letteratura sulla valorizzazione del PFW al fine di individuare ed analizzare le attività di ricerca già effettuate in questo specifico campo. La revisione sistematica è stata condotta utilizzando il database Scopus, fornito da Elsevier. Gli articoli raccolti riguardanti il PFW che coprono un arco temporale dal 2008 al 2018 sono stati ottenuti effettuando una ricerca con le seguenti parole chiave: “*Food waste*”, “*valoriation*” e “*packaging*”. Questa ricerca ha restituito 112 articoli, ma solo cinque di questi sono risultati strettamente correlati a questo studio. In particolare, gli articoli esclusi dall'analisi si concentravano sul FW non imballato o sulla valorizzazione del FW in ambito domestico.

Riferendosi agli studi pertinenti, le principali opzioni di valorizzazione dell'EOL del PFW sono:

- Alimenti per animali, digestione anaerobica e compostaggio (Garcia-Garcia et al., 2015,2017; Salemdeeb et al., 2017);
- Alimenti per animali, digestione anaerobica, incenerimento (Vandermeersch et al., 2014);
- Alimenti per animali, digestione anaerobica, incenerimento, discarica, compost e donazione (Eriksson et al., 2015).

Come riportato in Garcia-Garcia et al. (2017), le opzioni meno privilegiate della valorizzazione dell'EOL del PFW sono le discariche e il trattamento termico con recupero

di energia. Per quanto riguarda l'incenerimento e la discarica, la fase di disimballaggio non è strettamente necessaria (Garcia-Garcia et al., 2017). Al contrario, per ridurre gli impatti ambientali del cibo sprecato separato dall'imballaggio, vengono suggerite diverse alternative di gestione dei rifiuti, come il compostaggio e la digestione anaerobica, per le quali il cibo deve essere disimballato prima del trattamento. Inoltre, secondo le linee guida europee, il FW dovrebbe essere preferibilmente usato come mangime per animali (Salemdeeb et al., 2017). A tal fine, il PFW deve essere disimballato, con tecnologie che forniscono un danno minimo al cibo e non ne alterano la matrice. Inoltre, ogni tipo di PFW deve essere trattato individualmente, per evitare possibili contaminazioni crociate (Garcia-Garcia et al., 2017).

Sebbene gli studi sopra esaminati si concentrino su PFW, nessuno di essi ha analizzato le tecniche per recuperare gli imballaggi da PFW dopo una fase di selezione. Di conseguenza, la descrizione dei processi di disimballaggio e selezione non è trattata in questi documenti. Il presente documento cerca di colmare questa lacuna di conoscenza proponendo un sistema innovativo di smistamento, disimballaggio, gestione dell'inventario e traccia del PFW e valutazione del suo impatto ambientale.

3.3 Struttura della tesi

Come già ribadito in precedenza in questo elaborato si andranno ad analizzare gli impatti ambientali di possibili valorizzazioni delle differenti matrici alimentari e del packaging stesso ottenute dallo spaccettamento del PFW.

In particolare, nelle Figure 5 e 6 vengono mostrati i confini del sistema dello scenario attualmente presente in Emilia-Romagna e lo scenario futuro possibile grazie al progetto SORT.

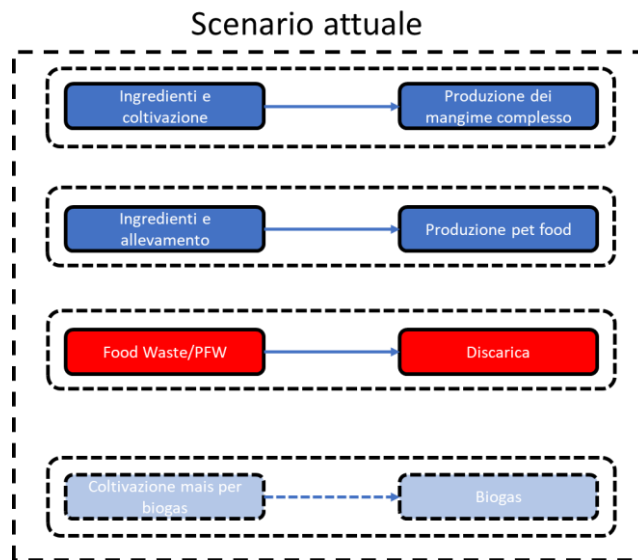


Figura 5 Confini del sistema "Scenario Attuale"

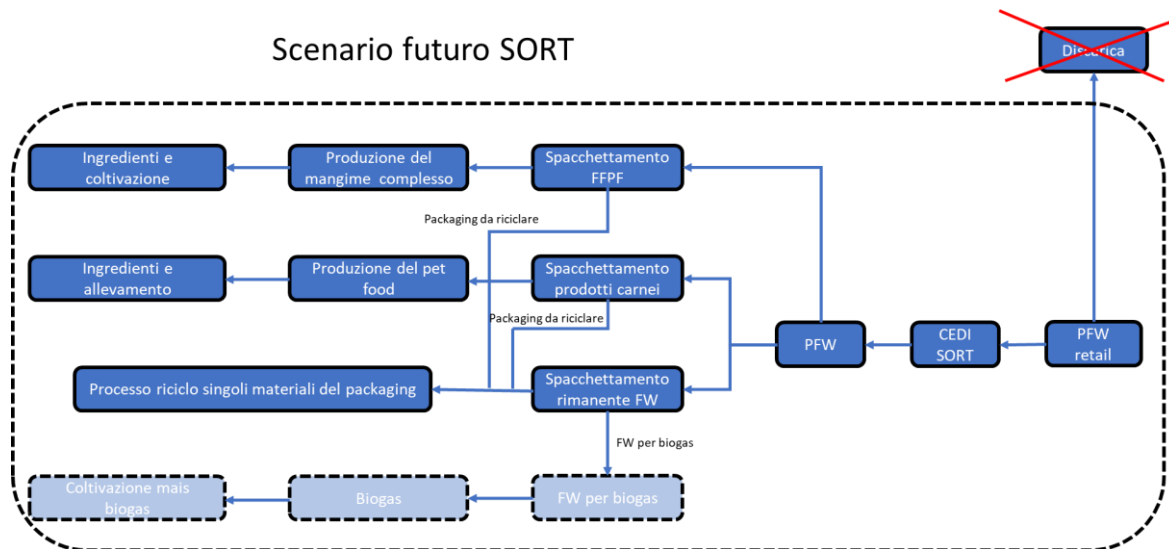


Figura 6 Confini del sistema "Scenario futuro SORT"

Come mostrato nella Figura 5 attualmente il PFW scartato nei vari punti vendita è destinato allo smaltimento in discarica.

Con in nuovo progetto questo scarto alimentare, tramite uno spacchettamento e separazione delle varie matrici alimentari dal packaging, può essere valorizzato seguendo differenti filiere (Fig. 6)

In particolare, nel quinto capitolo si andrà ad analizzare sono la valorizzazione dei prodotti da forno e pasta per la produzione di mangimi per animali in sostituzione dei cereali.

Nel sesto capitolo si andrà ad analizzare la valorizzazione dei prodotti a base carne la produzione di pet food in sostituzione della carne e delle frattaglie comunemente usate.

Nel settimo capitolo si andrà ad analizzare la valorizzazione del packaging tramite riciclaggio o termovalorizzazione.

Nell'ottavo capitolo verrà effettuata una valutazione ambientale di diversi scenari di logistica inversa dal recupero dei rifiuti alimentari.

Per quanto riguarda invece la valorizzazione di tutte le altre matrici alimentari (come ad esempio latticini, frutta e verdura, oli alimentari ecc) per la produzione di biogas è in corso uno studio che però non è presente in questo elaborato.

Tutti gli studi di impatto ambientale sono stati realizzati con il software SimaPro e con il metodo di calcolo ReCiPe 2008 MidPoint.

4 ANALISI LCA APPLICATE ALLA PRODUZIONE DI UN NUOVO MANGIME OTTENUTO CON L'UTILIZZO DI PRODOTTI A BASE DI FARINA SCARTATI DURANTE LA FASE DI DISTRIBUZIONE E VENDITA.

Il caso studio è relativo alla valutazione della sostenibilità ambientale nell'utilizzo di Prodotti Alimentari a base di Farina scartati (PAF) (pane, pasta, biscotti...) provenienti dalle fasi di vendita al dettaglio e distribuzione di una FVC, come materia prima per la produzione di mangimi per animali.

Attualmente tali alimenti vengono smaltiti direttamente in discarica. Tuttavia, istituendo un sistema di smistamento specifico (tramite il progetto SORT), è possibile separare gli alimenti dal loro imballaggio e valorizzarli entrambi.

In questo studio, le prestazioni ambientali di due scenari di valorizzazione degli alimenti a base farina destinati a essere utilizzati per la produzione di mangimi per animali sono state analizzate utilizzando la metodologia di valutazione del ciclo di vita (LCA).

I nuovi scenari sono stati confrontati tra loro e con la produzione tradizionale di mangimi senza l'utilizzo di scarti alimentari.

4.1 Descrizione del sistema analizzato

Il costo dell'alimentazione rappresenta una grande frazione del costo totale della produzione di alimenti di origine animale (es. 70% del costo totale della produzione di pollame su larga scala). Approssimativamente, il 70% della dieta tipica delle galline ovaiole è costituita da mais, un prodotto che fluttua di prezzo abbastanza frequentemente (Mogensen et al. 2014). A causa dell'aumento dei prezzi di mais ed in generale dei cereali importati per l'alimentazione animale, la produzione di *Ecofeed*, cioè mangimi prodotti da alimenti scartati, è aumentato negli ultimi anni. Gli scarti alimentari provenienti dall'industria di trasformazione degli alimenti e gli alimenti scartati nei supermercati sono sempre più utilizzati come materie prime per produrre *Ecofeed* (Karcher et al. 2012).

Alcuni alimenti, come i sottoprodotti di alcune industrie (ad es. glutine di mais, crusca, cereali esausti usati per la produzione di birra e distillati) non sono più considerati sottoprodotti alimentari, ma piuttosto sono visti come prodotti tipici da includere nelle diete zootecniche (Sugiura et al. 2009).

In letteratura specializzata sono disponibili numerosi studi che valutano le caratteristiche nutrizionali dei mangimi prodotti da scarti alimentari, e tutti riportano risultati favorevoli all'utilizzo di tali materie prime, in quanto si possono equiparare a livello nutrizionale ai classici ingredienti utilizzati (San Martin et al. 2016, Westendorf ML 2000, Farhat et al. 2001, Kjos et al. 2000, Márquez and Ramos 2007, Myer et al. 1999, Pinacho et al. 2006, Prandini et al. 2007, Ramírez-Zúñiga et al. 2014).

Svariati scarti alimentari potrebbero essere utilizzati per la produzione di *Ecofeed*, tra cui:

- Sottoprodotti prodotti dall'industria di trasformazione alimentare, e. g. crusca di riso, crusca di frumento, polpa di barbabietola, melassa, residuo di schiacciamento della canna da zucchero, pelli di pomodori, organi interni, tessuto adiposo, cervello, ossa, visceri, ecc.;
- Alimenti danneggiati in fase di produzione;
- Surplus alimentare che non è stato venduto (e quindi scartato) nella fase di vendita al dettaglio, e. g. pane, biscotti, latte, latticini, frutta e verdura, succhi di frutta, ecc.;
- Rifiuti da cucina e scarti prodotti dall'industria della ristorazione e delle famiglie;
- Rimanenze prodotte dal settore della ristorazione e delle famiglie.

In questo lavoro, ci concentriamo sulla produzione di mangimi per animali con l'utilizzo dei PAF scartati nelle fasi di vendita al dettaglio e di distribuzione, come pane, biscotti e pasta. Per comprendere le potenziali opzioni di valorizzazione dei PAF, abbiamo esaminato 13 articoli scientifici che descrivono l'uso di prodotti alimentari a base di farina per la produzione di mangimi.

La tabella 1 riassume le opere riviste.

Tabella 1 Analisi bibliografica studi LCA

Numero	Articolo	Stato	Frazione di FW	Ricetta del mangime	Ingredienti sostituiti dal FW nella produzione di mangime	Percentuale di sostituzione
1	Eriksson et al. 2015	Svezia	Pollo grigliato, manzo, banana, lattuga, pane.	Soia, orzo	Soia, orzo	100%
2	Corassa et al. 2014	Brasile	Biscotti	Mais, soia, olio di soia, Sali minerali, inerte.	Granella di mais	0,10,20,30 %
3	Boros et al. 2004	Canada	Prodotti da forno, prodotti a base frumento	Frumento, soia, olio vegetale, Sali minerali	Frumento	10,20%
4	Kwal and Kang. 2006	Corea del Sud	Rifiuti alimentari, scarti macellazione pollame, scarti da forno	Mais,soia, farina di pesce, colza, melasso, sali minerali e vitamine	Mais,soia, farina di pesce, colza, melasso,Sali minerali e vitamine	25,50%
5	Stirol et al. 2007	Italia	Pane	Mais, orzo, crusca, integratori minerali	Mais, orzo, crusca, integratori minerali	40%
6	Eniolorunda 2011	Nigeria	Biscotti e Leucanaleucocephala	mais, frumento, residui di lavorazione dell'olio di palma, farina di ossa, gusci di ostriche, sali minerali	mais, frumento, residui di lavorazione dell'olio di palma, farina di ossa, gusci di ostriche, sali minerali	15,63%; 31,25%; 46,87%; 62,5%
7	Lawal et al. 2014	Pakistan	Spaghetti	Mais	Mais	0, 50, 75, 100%
8	Karcher et al. 2012	USA	Snack	Mais, Soia, sali minerali	Mais	0, 3, 6, 9%
9	Vandermeersch et al. 2014	Belgio	Pane	Frumento, soia, sego	Frumento, soia, sego	100%
10	Prandini et al. 2007	Italia	Prodotti da forno	Farina di mais, farina di orzo, farina di soia, frumento, Sali minerali	Farina di Mais	10%
	Kumar et al. 2014	India	Pane secco	Mais, frumento, pula di riso, farina di pesce, sali minerali	Mais, frumento, pula di riso, farina di pesce, sali minerali	25-50-75%
	Takahashi et al. 2012	Giappone	Pane, riso, torta	Farina di cereali, residui di lavorazione di semi oleosi, vitamine e sali minerali	Farina di cereali, residui di lavorazione di semi oleosi, vitamine e sali minerali	25-50-75-100%
	Torki and Kimiaee 2011	Iran	Prodotti da forno e sottoprodotti di lavorazione della farina di frumento	Mais, soia, frumento, olio vegetale, sali minerali	Mais	32,4-62,2 %

Secondo la tabella 1, gli ingredienti chiave che possono essere sostituiti dai PAF nella produzione di mangimi sono il mais (10/13 articoli analizzati), seguito dal frumento (4/13), soia (3/13) e orzo (2/13).

In quasi tutti gli articoli analizzati, gli autori hanno scelto la ricetta di *Ecofeed* (e quindi la corrispondente percentuale di sostituzione) in modo tale da garantire lo stesso rapporto di conversione dell'alimentazione e composizione chimica della dieta di controllo, in termini ad esempio di sostanza secca, proteine grezze, fibra grezza. Inoltre, gli autori hanno valutato gli effetti del livello di alimentazione dell'*Ecofeed* ottenuto dai PAF sul peso della carcassa, sulle caratteristiche della carcassa e sulla qualità della carne del bestiame.

A causa dell'elevata variabilità del contenuto nutritivo dei PAF (ad es. Zuccheri, amido e grassi), in linea con la letteratura specializzata si è scelto di sostituire il 10% in peso delle materie prime con i PAF per la produzione di 2 distinti mangimi per l'alimentazione animale.

4.2 Definizione degli obiettivi

Lo scopo di questo lavoro è di valutare e confrontare gli impatti ambientali di due scenari di valorizzazione dei PAF attraverso il loro utilizzo per la produzione di mangimi, identificandone gli input e output di entrambi i processi e valutandone gli impatti. Il primo scenario prevede la sostituzione nella ricetta tradizionale del mangime descritta da Prandini et al. (2007) con una nuova ricetta in cui 100 g di mais vengono sostituiti da 100 g di PAF (considerando 1 kg di mangime). Il secondo scenario considera la sostituzione nella ricetta tradizionale del mangime descritta da Vandermeersch et al. (2014) con una nuova ricetta in cui il 10% di ciascun ingrediente viene sostituito dalla stessa quantità di PAF (considerando 1 kg di mangime).

4.2.1 Unità funzionale

L'unità funzionale di questo studio è di 1 kg di mangime prodotto. Lo scenario attuale considera l'impatto ambientale dei due mangimi tradizionali (Prandini et al. 2007 e Vandermeersch et al. 2014), senza alcuna opzione di valorizzazione dei PAF. Lo scenario 1 confronta la produzione di 1 kg di mangime per animali con un nuovo mangime, in cui 100 g di chicchi di mais (10% del peso totale della ricetta) sono stati sostituiti con la stessa quantità di PAF (Tabella 2). Viceversa, lo Scenario 2 confronta la produzione di 1 kg di un diverso mangime con una nuova produzione di mangimi in cui il 10% di ciascun ingrediente è stato sostituito con lo stesso quantitativo di PAF (Tabella 2), secondo l'assunto di Vandermeersch et al. (2014).

Tabella 2 Composizione Mangimi

Ricetta per 1 kg di Ecofeed						
Ingredienti scenario 1	Mangime tradizionale	Ecofeed		Ingredienti scenario 2	Mangime tradizionale	Ecofeed
Granella di mais	44,5%	34,5%		Granella di frumento	91%	81,9%
Farina di orzo	21,0%	21,0%		Soia	5%	4,5%
Farina di soia	18,7%	18,7%		Sego	4%	3,6%
Crusca di frumento	13,7%	13,7%		PAF	0%	10,0%
Carbonato calcico	1,7%	1,7%				
Fosfato dicalcico	0,1%	0,1%				
NaCl	0,3%	0,3%				
PAF	0,0%	10,0%				

4.2.2 Confini del sistema

Per quantificare l'impatto del prodotto analizzato, è necessario definire i limiti del sistema. Il caso di studio riguarda gli scarti alimentari prodotti durante le fasi di vendita al dettaglio e distribuzione della FVC, nella regione Emilia-Romagna (Italia settentrionale). Nel 2013 è stata stimata la produzione annuale di scarti alimentari in quella regione pari a 14.600 tonnellate. In questo studio, è stato analizzato solo i PAF, corrispondente al 19% dello scarto generato (2.774 tonnellate).

Questo scarto è costituito da prodotti alimentari che non sono stati venduti, ad esempio perché hanno superato la data di scadenza (indicato sulla confezione), perché si sono deteriorati o, più in generale, non sono stati trovati più adatti al consumo umano. Attualmente, tutti questi prodotti vengono smaltiti in discarica (Figura 7 (a)) e Tabella 3) e i mangimi vengono prodotti senza l'utilizzo di scarti alimentari (Figura 7 (b)).

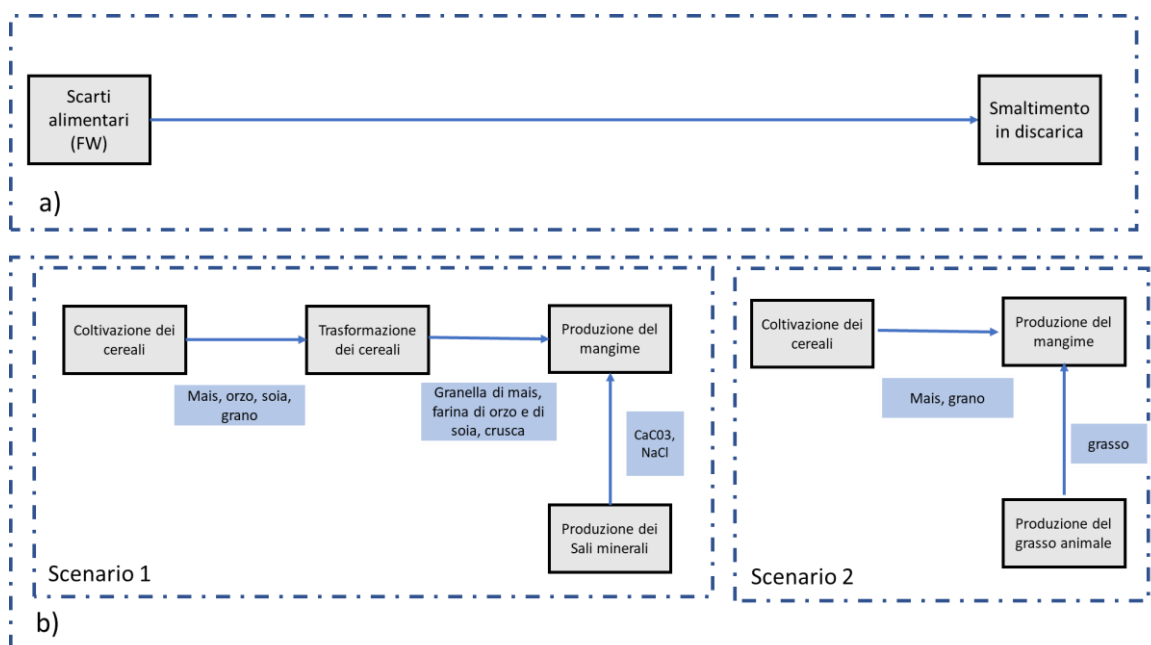


Figura 7 Confini del sistema

Tabella 3 scenario attuale

Scenario attuale		
Voce	UDM	Quantità
Transport, freight, lorry 3.5–7.5 metric ton, EURO4	kg*km	80
Landfill of biodegradable waste EU27	kg	1

Al contrario, nei nuovi scenari proposti, lo scarto alimentare viene raccolto e spedito quotidianamente ai centri di distribuzione, dove viene immagazzinato (Figura 9). A causa del basso contenuto di acqua, i prodotti da forno possono essere conservati per periodi più lunghi senza riduzione della qualità San Marin et al. (2016). Pertanto, in media, ogni 4 giorni il PAF verrà spedito dai centri di distribuzione a un centro di stoccaggio centralizzato, dove verrà eseguito uno smistamento meccanico, per separare la frazione organica degli alimenti dal suo imballaggio.

Prima della separazione, tuttavia, sono necessarie alcune attività logistiche supplementari, a causa della separazione aggiuntiva dello scarto alimentare in PAF e nella rimanente frazione. Le tecnologie di disimballaggio attualmente disponibili sul mercato fanno uso di alcuni processi meccanici di base, come la compressione, la triturazione e lo screening di agitazione per separare il contenuto dal suo imballaggio. La frantumazione e la forte agitazione dello scarto alimentare confezionato costituiscono le fasi iniziali di apertura e rimozione dello scarto dal suo imballaggio. Questa fase è successivamente seguita da una serie di operazioni di separazione, vagliatura e lavaggio progettato per massimizzare la qualità dell'output e la separazione l'imballaggio dal materiale organico. Per i nuovi scenari di valorizzazione, si prevede di utilizzare un disimballatore automatico, che riceve in entrata il prodotto confezionato, procede al taglio della confezione e alla separazione del prodotto dal suo packaging per azione della forza centrifuga. Le due frazioni separate (imballaggio e PAF) verranno scaricate in due punti diversi della macchina, dove saranno facilmente inviate ai rispettivi usi. L'intero ciclo è gestito dal controllo logico programmabile (PLC), il cui quadro elettrico controlla e gestisce automaticamente tutte le fasi del processo.

Dopo questa operazione, la PAF è trasportata in mangimificio, dove verrà miscelata con cereali e altri ingredienti, per produrre il mangime. Il processo produttivo può essere riassunto nelle seguenti fasi: frantumazione o macinazione, dosaggio, miscelazione, pellettizzazione e insaccamento (Figura 8).

La prima attività nell'impianto di trasformazione dei mangimi consiste nella ricezione delle materie prime in fabbrica. Gli ingredienti arrivano in sacchi (soia e PAF), secchi (sego/grasso animale) o altri piccoli contenitori, nonché alla rinfusa (mais e grano). Gli ingredienti grossolani passano sopra un magnete permanente, che rimuove eventuali

contaminazioni metalliche, e successivamente viene spezzettato in un mulino a martelli, che riduce la dimensione delle materie prime a seconda della ricetta.

Il materiale macinato viene monitorato periodicamente per garantire l'uniformità delle dimensioni e aiutare a rilevare usura dello schermo e dei martelli del mulino a martelli.

Esistono due operazioni di miscelazione nella macinatura. Uno è per la miscelazione di micronutrienti e, per il prodotto considerato, non è necessario; tale operazione è generalmente definita premiscelazione. La seconda operazione di miscelazione prevede l'effettiva miscelazione di tutti i componenti della dieta.

Le materie prime vengono quindi miscelate in un miscelatore batch per un determinato periodo, per garantire omogeneità. Il premix viene infine indirizzato a un contenitore di raccolta.

La miscelazione del mangime inizia quando le coclee vengono messe in moto per fornire nel miscelatore le quantità corrette di ciascun ingrediente, inclusa la premiscela, secondo la formula.

Solo per lo scenario 2, il mangime viene inviato alla pellettatrice dove viene inizialmente condizionato con vapore dopodiché viene estruso. I pellet appena estrusi sono caldi e contengono umidità in eccesso, che viene quindi rimossa durante il passaggio attraverso il dispositivo di raffreddamento.

La frazione rimanente di scarto alimentare (come frutta e verdura, latte e carne) viene valorizzata per la produzione di altri prodotti, ad esempio attraverso la digestione anaerobica (processo microbico in assenza di ossigeno, dove la biomassa viene convertita in digestato e biogas (Mogensen., et al. 2014).

I materiali di imballaggio selezionati verranno infine inviati a specifici centri di riciclaggio.

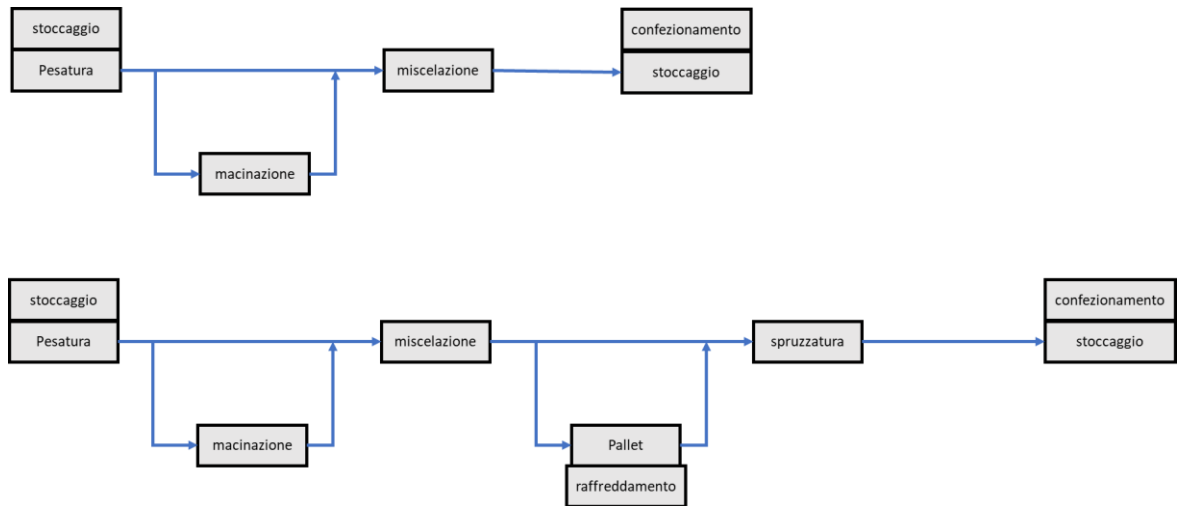


Figura 8 fasi del processo produttivo del mangime

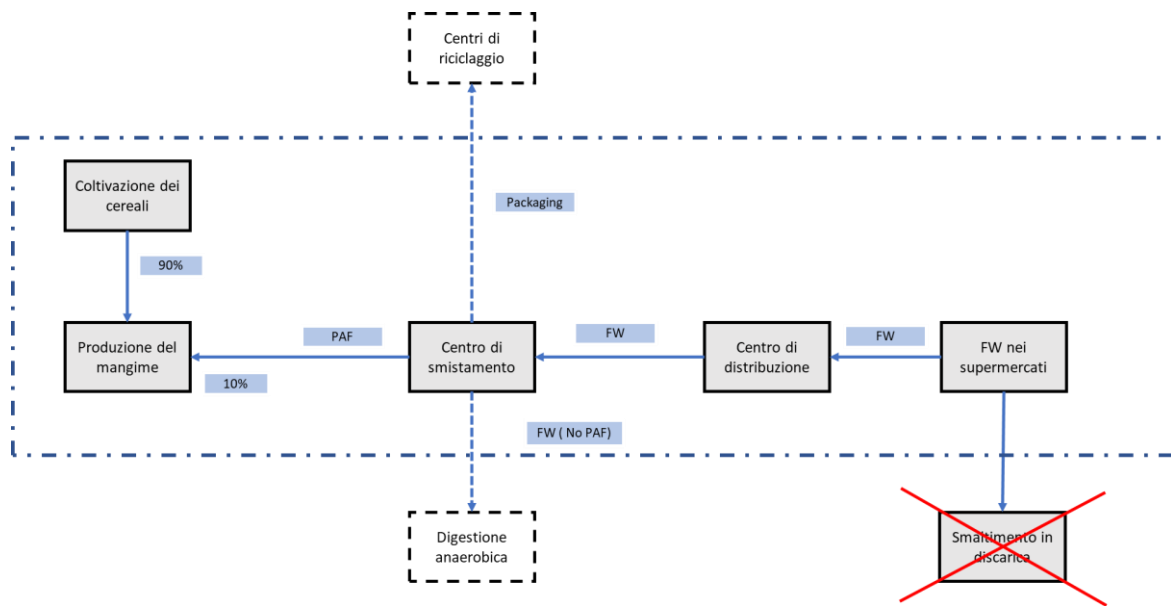


Figura 9 confini del sistema dello scenario 1

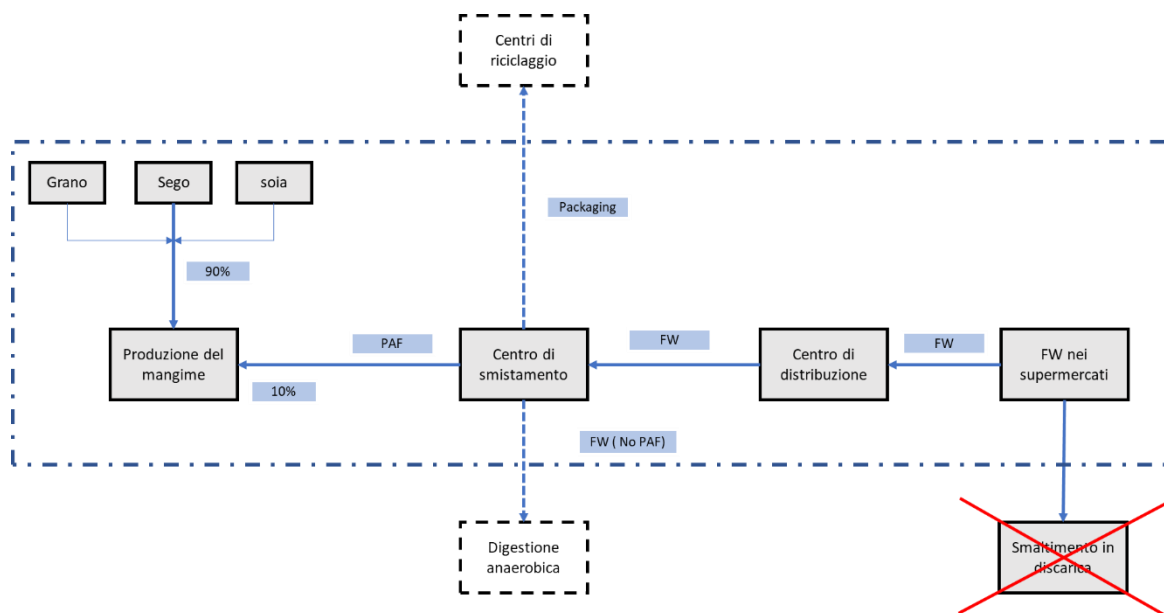


Figura 10 confini del sistema dello scenario 2

I confini del sistema degli scenari 1 e 2 sono visibili nelle Figure 9 e 10; comprendono solo il processo di trasformazione della frazione PAF, mentre sono esclusi i processi richiesti sulla frazione organica residua e sui materiali di imballaggio. Per entrambi gli scenari, le fasi in entrata considerate sono: 1) “produzione” del FW nei centri di vendita e distribuzione; 2) trasporto del FW ai centri di distribuzione; 3) stoccaggio nei centri di distribuzione; 4) trasporto del FW al centro di smistamento; 5) smistamento del FW; 6) trasporto del PAF al mangimificio; 7) produzione del mangime.

Al contrario, le fasi evitate sono: 8) trasporto del FW in discarica; 9) smaltimento del FW in discarica; 10) parziale produzione dei chicchi di mais (Scenario 1), o chicchi di grano, soia e sego (Scenario 2); e 11) le relative attività di trasporto.

4.3 Analisi di inventario

L'analisi dell'inventario del ciclo di vita quantifica l'utilizzo delle risorse, il consumo di energia e le emissioni ambientali associate al sistema in esame (Torki e Kimiaee, 2015). Il database EcoInvent 3.1 è stato utilizzato per i dati secondari considerando il contesto italiano (HLPE, 2014).

In questa sezione, sono state quantificate le fasi in entrata ed evitate relative ai nuovi scenari (Figure 5 e 6).

All'interno dei confini del sistema, valgono le seguenti ipotesi e limitazioni:

- I dati relativi alle attività di trasporto sono stati ottenuti considerando la distanza media percorsa dai mezzi di trasporto nella regione Emilia-Romagna (dati delle attività logistiche ottenute nell'ambito del progetto SORT).
- L'allocazione basata sulla massa è stata utilizzata per stimare la quota tra PAF, massa organica e imballaggi nel FW.
- La banca dati *EcoInvent 3.1* è utilizzata per le colture di cereali e leguminose, considerando il sistema di "produzione integrata" e i dati relativi allo scenario europeo.
- i dati relativi allo smistamento del FW e alla produzione di alimenti per animali (ad es. Consumo di elettricità, acqua e gas naturale) sono stati ottenuti attraverso visite aziendali locali.
- Viene utilizzato il mix medio italiano di elettricità.
- I dati secondari sono stati presi dalla banca dati *EcoInvent 3.1*.
- I dati relativi all'Italia sono stati utilizzati quando disponibili. In caso di indisponibilità, sono stati utilizzati dati di base pertinenti dall'Europa o dalla Svizzera.
- Per quanto riguarda il *cut off*, i flussi di energia e di massa degli ingressi e delle uscite che incidono meno dell'1% sono stati esclusi.

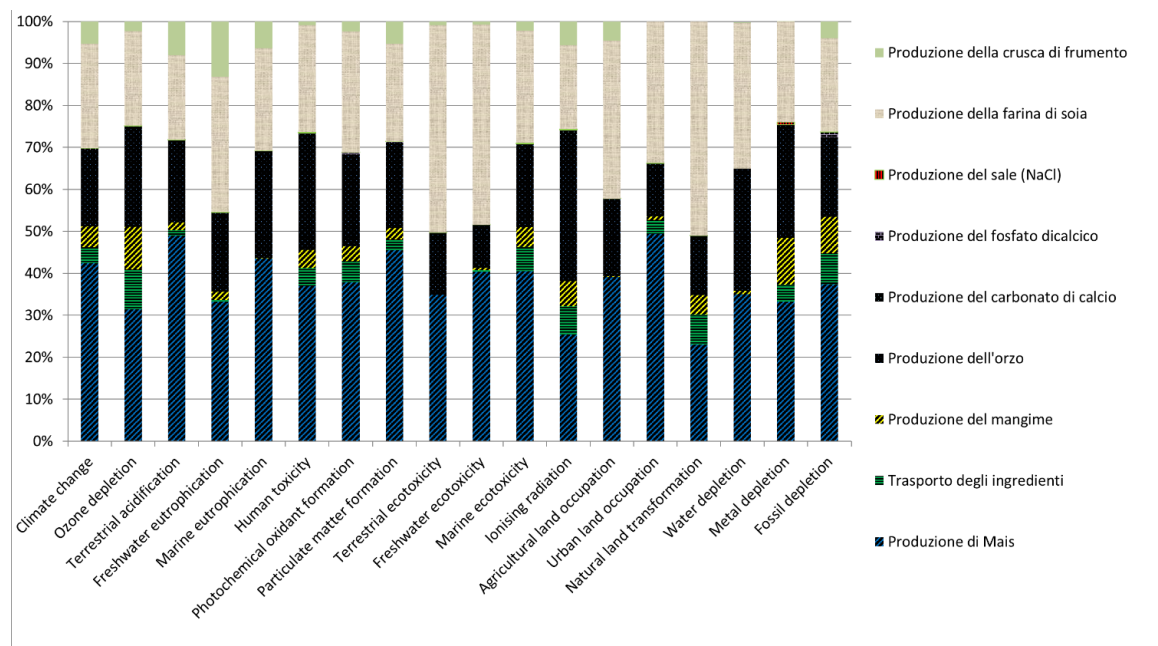
4.4 Analisi degli impatti e conclusioni

I dati raccolti durante l'analisi dell'inventario sono alla base della fase di valutazione dell'impatto, il cui scopo è valutare il potenziale impatto ambientale del sistema causato da emissioni di effluenti, emissioni nell'ambiente e consumo di risorse. L'analisi dell'impatto è stata condotta utilizzando il metodo *ReCiPe 2008*, che è uno dei metodi più recenti e armonizzati disponibili nella valutazione dell'impatto del ciclo di vita, adottato nelle ricerche in ambito LCA nel settore alimentare. La prospettiva gerarchica è stata selezionata in questo lavoro, poiché è considerata la più equilibrata tra le tre prospettive proposte dal metodo (ad es. Egualitario, individualista e gerarchica). I valori di impatto sono stati calcolati a livello del punto medio per 18 categorie di impatto, vale a dire: (i) *Climate change*; (ii) *Ozone depletion*; (iii) *Terrestrial acidification*; (iv) *Freshwater eutrophication*; (v) *Marine eutrophication*; (vi) *Human toxicity*; (vii) *Photochemical oxidant formation*; (viii) *Particulate matter formation*; (ix) *Terrestrial ecotoxicity*; (x) *Freshwater ecotoxicity*; (xi) *Marine ecotoxicity*; (xii) *Ionising radiation*; (xiii)

Agricultural land occupation; (xiv) Urban land occupation; (xv) Natural land occupation; (xvi) Water depletion; (xvii) Metal depletion; and (xviii) Fossil depletion.

4.4.1 Scenario attuale: farina di alimenti confezionati smaltita in discarica e produzione tradizionale di mangimi

Lo scenario attuale considera la produzione di 1 kg di mangime per animali utilizzando le ricette descritte nella Tabella 2, senza alcun utilizzo del PAF derivato dalla raccolta e dalla selezione del FW. I risultati sull'impatto ambientale delle due ricette originali di alimenti per animali sono riportati nella Figura 11 (a) e (b).



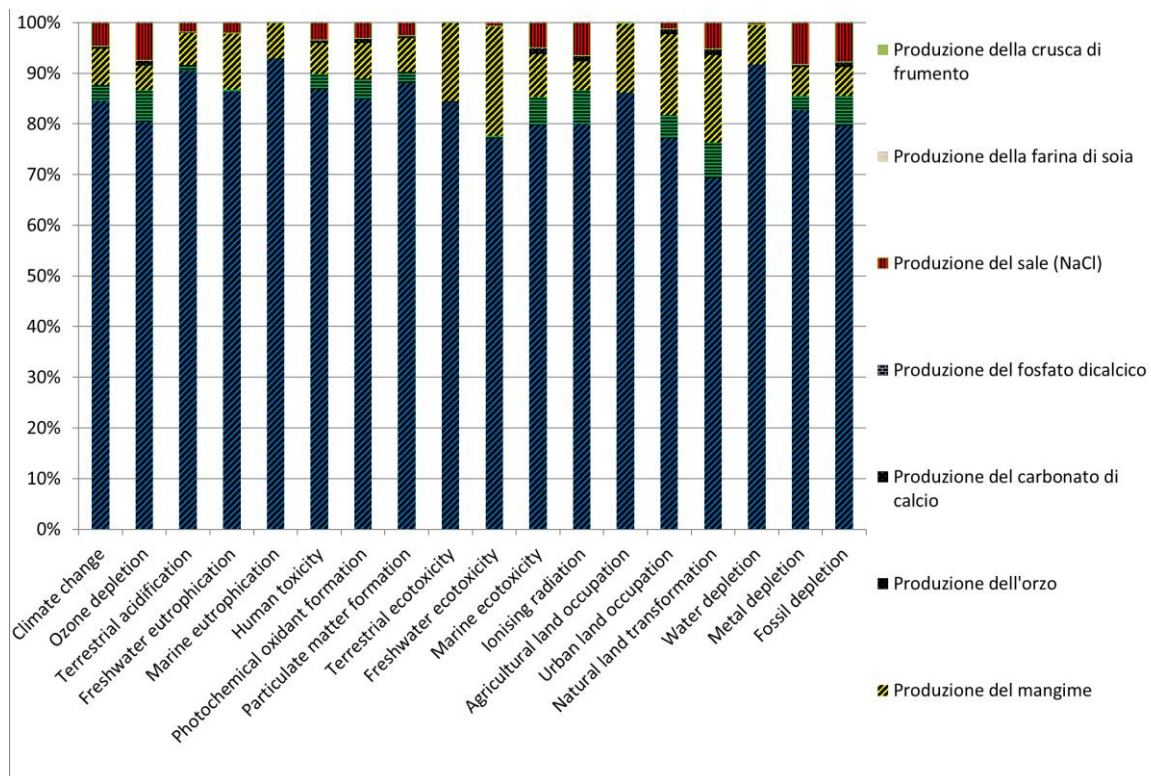


Figura 11 Risultati LCA dei due mangimi tradizionali (a), scenario 1; (b) scenario 2

Secondo Mogensen et al. (2014) il maggiore impatto ambientale della produzione di mangimi è dovuto alle fasi colturali degli ingredienti vegetali. Come si può vedere dalla Figura 11 (a) e (b) in entrambi gli scenari (Scenario 1 e Scenario 2) la fase di coltivazione rappresenta il contributo maggiore a tutte le categorie considerate, infatti, l'impatto si è rivelato superiore all'80%, con un picco superiore al 97% per le seguenti categorie di impatto; *Terrestrial acidification*, *Marine eutrophication*, *Terrestrial ecotoxicity*, *Agricultural land occupation* e *Water depletion*. Ciò è dovuto principalmente all'uso di fertilizzanti, pesticidi e la combustione del diesel nella fase di coltivazione.

Il trasporto di ingredienti contribuisce significativamente in 4 categorie (con un impatto superiore al 7%), vale a dire *Ozone depletion*, *Ionising radiation*, *Natural land transformation* e *Fossil depletion*.

La produzione di mangimi contribuisce principalmente in 3 categorie (con un impatto superiore al 7%), vale a dire *Ozone depletion*, *Metal depletion* e *fossil depletion*; principalmente a causa dell'uso dell'energia elettrica in questa fase.

I risultati per lo scenario attuale relativi allo smaltimento di prodotti alimentari confezionati sono mostrati nella Figura 12, che dettaglia il contributo relativo di ciascun input.

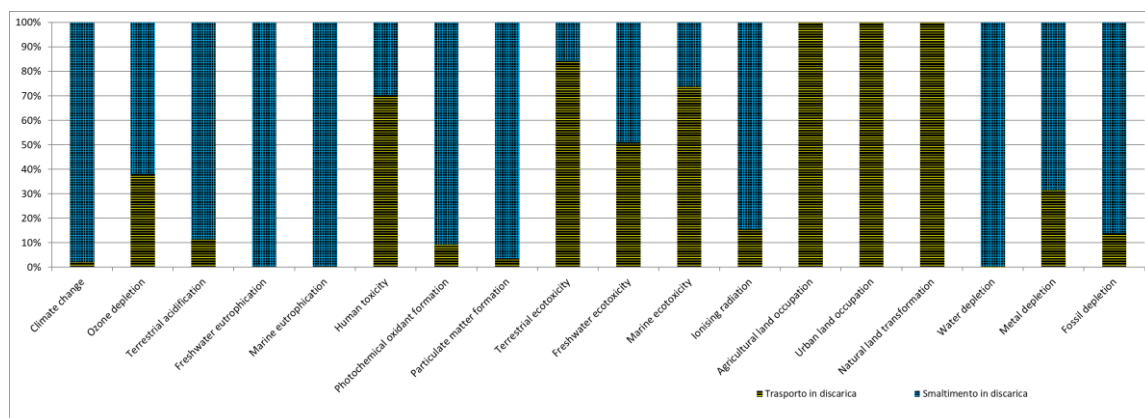


Figura 12 Impatto ambientale dello smaltimento in discarica

Come si evince dall'impatto ambientale complessivo suddiviso tra le diverse fasi (tabella 3), lo smaltimento in discarica rappresenta il contributo chiave per la maggior parte delle categorie di impatto; al contrario, il trasporto del PAF in discarica contribuisce in maniera significativa in 6 categorie, vale a dire *Human toxicity*, *Terrestrial ecotoxicity*, *Marine ecotoxicity*, *Agricultural land occupation*, *Urban land occupation* e *Natural land transformation*.

4.4.2 Scenario 1

In questa sezione, sono state confrontate la produzione di 1 kg di mangime per animali descritta da Prandini et al. (2007) con la produzione di un nuovo mangime, in cui 100 g di grano di mais vengono sostituiti con la stessa quantità di PAF (cfr. tabella 2).

I risultati sono riportati nella Tabella 4 e nella Figura 13.

Tabella 4 Risultati per lo scenario 1

Categorie di Impatto	UDM	Mangime tradizionale	Mangime con PAF	Impatti evitati
Climate change	kg CO2 eq	0,564470786	0,422045515	1,42E-01
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	3,8819E-08	3,53885E-08	3,43E-09
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	0,006587672	0,005271595	1,32E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	0,000105459	4,44733E-05	6,10E-05
Marine eutrophication	kg N eq	0,009567049	0,007677392	1,89E-03
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	0,075662269	0,066644691	9,02E-03
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	0,002004202	0,001682725	3,21E-04
Particulate matter formation	kg PM10 eq	0,001444275	0,001143919	3,00E-04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,0046821	0,003944958	7,37E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,003230529	0,002651401	5,79E-04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,00083701	0,000729462	1,08E-04
Ionising radiation	kBq U235 eq	0,019576431	0,017962523	1,61E-03
Agricultural land occupation	m2a	1,541857405	1,273321898	2,69E-01
Urban land occupation	m2a	0,021260904	0,017056061	4,20E-03
Natural land transformation	m2	0,000102753	9,65057E-05	6,25E-06
Water depletion	m3	0,020833059	0,017200275	3,63E-03
Metal depletion	kg Fe eq	0,029946174	0,027905876	2,04E-03
Fossil depletion	kg oil eq	0,098955861	0,085274654	1,37E-02

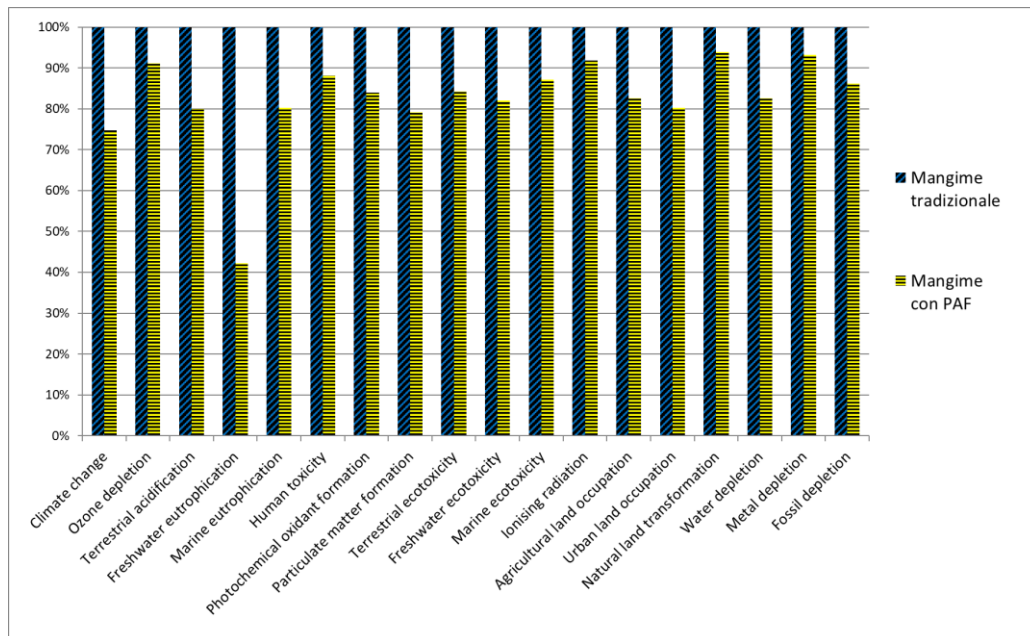


Figura 13 Risultati per lo scenario 1

Tabella 5 Impatti scenario 2

Categoria di impatto	UDM	Mangime tradizionale	Mangime con PAF	Impatti evitati
Climate change	kg CO2 eq	6,04E-01	4,54E-01	1,51E-01
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	5,30E-08	4,57E-08	7,32E-09
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	6,32E-03	5,11E-03	1,21E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	1,05E-04	3,87E-05	6,61E-05
Marine eutrophication	kg N eq	1,11E-02	8,88E-03	2,27E-03
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	9,31E-02	7,75E-02	1,55E-02
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	2,23E-03	1,83E-03	4,07E-04
Particulate matter formation	kg PM10 eq	1,48E-03	1,17E-03	3,07E-04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,96E-03	3,97E-03	9,87E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,38E-03	1,91E-03	4,63E-04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	7,86E-04	6,77E-04	1,10E-04
Ionising radiation	kBq U235 eq	1,81E-02	1,54E-02	2,75E-03
Agricultural land occupation	m2a	1,40E+00	1,12E+00	2,79E-01
Urban land occupation	m2a	1,40E-02	1,18E-02	2,22E-03
Natural land transformation	m2	9,47E-05	8,22E-05	1,25E-05
Water depletion	m3	3,26E-02	2,61E-02	6,51E-03
Metal depletion	kg Fe eq	4,01E-02	3,35E-02	6,62E-03
Fossil depletion	kg oil eq	1,11E-01	9,35E-02	1,70E-02

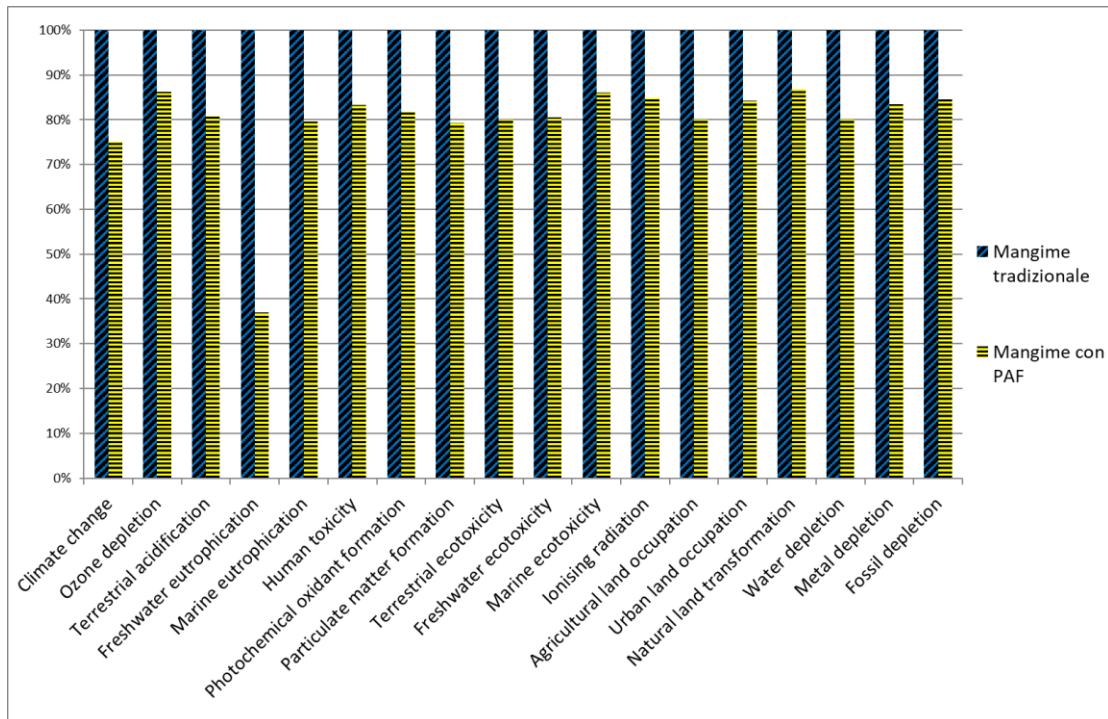


Figura 15 Impatti scenario 2

Come nel caso precedente, anche in questo scenario si confermano risultati migliori in ogni categoria di impatto analizzate; in quasi tutte le categorie l'impatto è risultato inferiore del 14–25%, con un picco del 63% per la categoria *Freshwater eutrophication*. La logica di questi risultati è la stessa già discussa nelle sottosezioni precedenti. Il contributo relativo di ciascun input di elaborazione per lo Scenario 2 è visibile nella Figura 16.

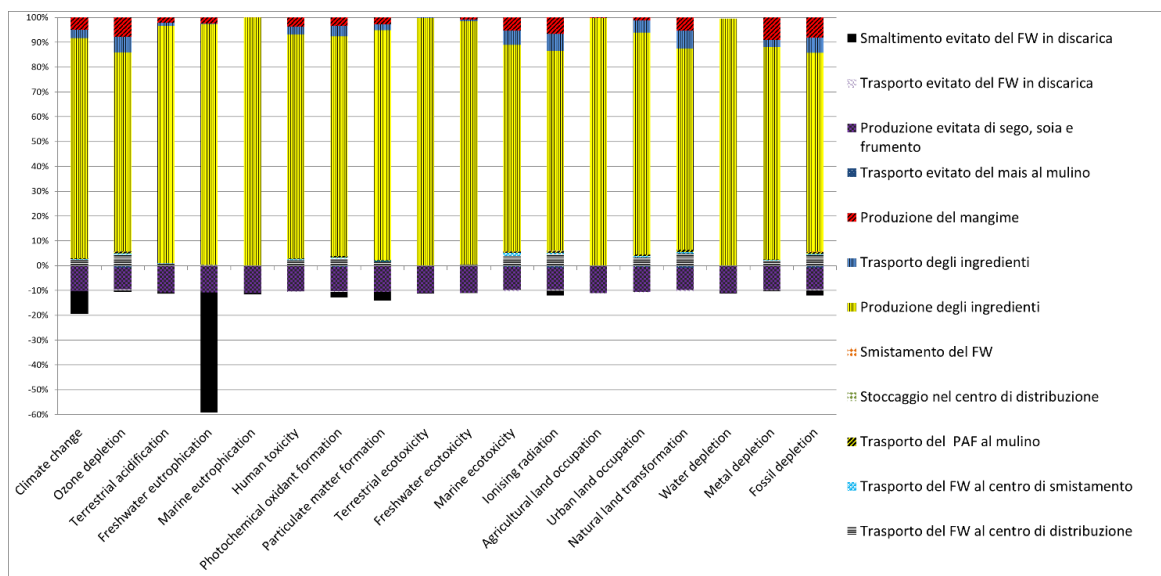


Figura 16 Contributi relativi alle differenti fasi nello scenario 2

4.4.4 Confronto tra scenario 1 e scenario 2

In questa sezione sono stati confrontati i benefici ambientali ottenuti valorizzando il PAF descritti nello scenario 1 e 2.

La tabella 6 mostra il confronto dell'impatto ambientale evitato dei due scenari, considerando l'uso del PAF per la produzione di alimenti per animali.

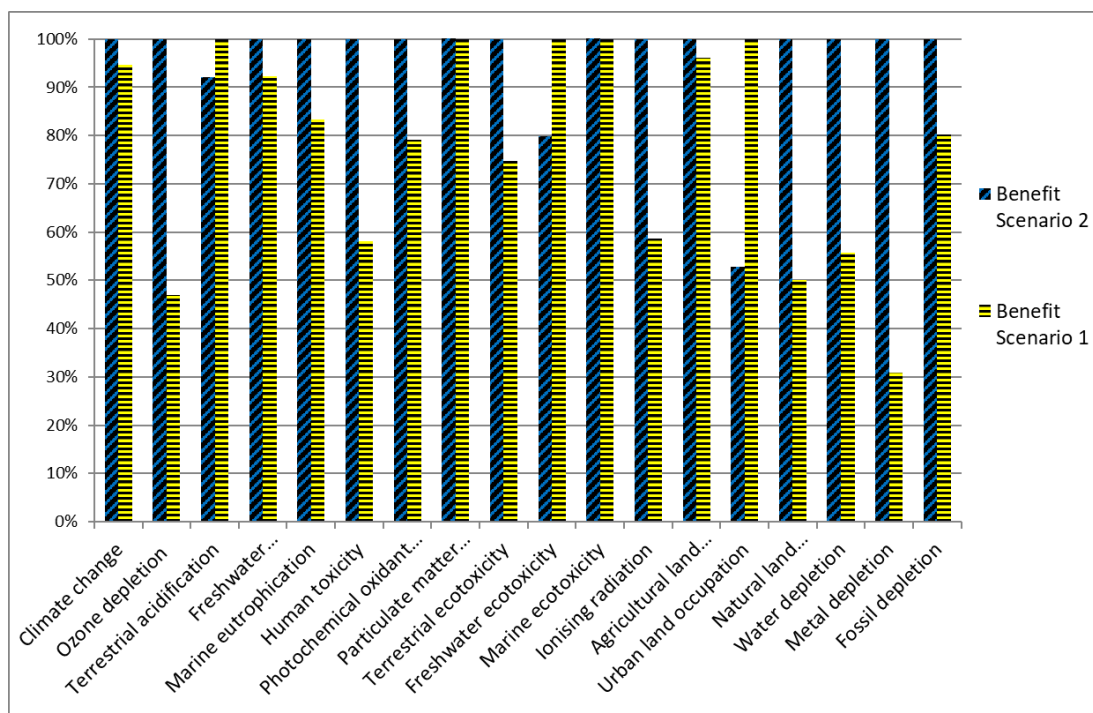


Figura 17 Confronto dei due scenari

Tabella 6 Confronto tra scenario 1 e 2

Categorie di Impatto	UDM	Benefit Scenario 1	Benefit Scenario 2
Climate change	kg CO2 eq	3,95E+06	4,18E+06
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	9,52E-02	2,03E-01
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	3,65E+04	3,36E+04
Freshwater eutrophication	kg P eq	1,69E+03	1,83E+03
Marine eutrophication	kg N eq	5,24E+04	6,29E+04
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2,50E+05	4,31E+05
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	8,92E+03	1,13E+04
Particulate matter formation	kg PM10 eq	8,33E+03	8,51E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,04E+04	2,74E+04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1,61E+04	1,28E+04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,98E+03	3,04E+03
Ionising radiation	kBq U235 eq	4,48E+04	7,62E+04
Agricultural land occupation	m2a	7,45E+06	7,75E+06
Urban land occupation	m2a	1,17E+05	6,16E+04
Natural land transformation	m2	1,73E+02	3,46E+02
Water depletion	m3	1,01E+05	1,81E+05
Metal depletion	kg Fe eq	5,66E+04	1,84E+05
Fossil depletion	kg oil eq	3,80E+05	4,73E+05

Il confronto evidenzia che lo scenario 2 presenta risultati migliori in 13 categorie (*Climate change, Ozone depletion, Freshwater eutrophication, Marine eutrophication, Human toxicity, Photochemical oxidant formation, Terrestrial ecotoxicity, Ionising radiation, Agricultural land occupation, Natural land transformation, Water depletion, Metal depletion e Fossil depletion*), mentre lo scenario 1 fornisce risultati migliori in 5 categorie (*Terrestrial acidification, Particulate matter formation, Freshwater ecotoxicity, Marine ecotoxicity, e Urban land occupation*).

Riassumendo i risultati lo Scenario 2 ha il potenziale di apportare più vantaggi ambientali rispetto allo Scenario 1, poiché il PAF è valorizzata per la produzione di animali mangimi contenenti semi di soia e chicchi di grano che hanno un impatto ambientale maggiore rispetto alla produzione di chicchi di mais (Figura 18).

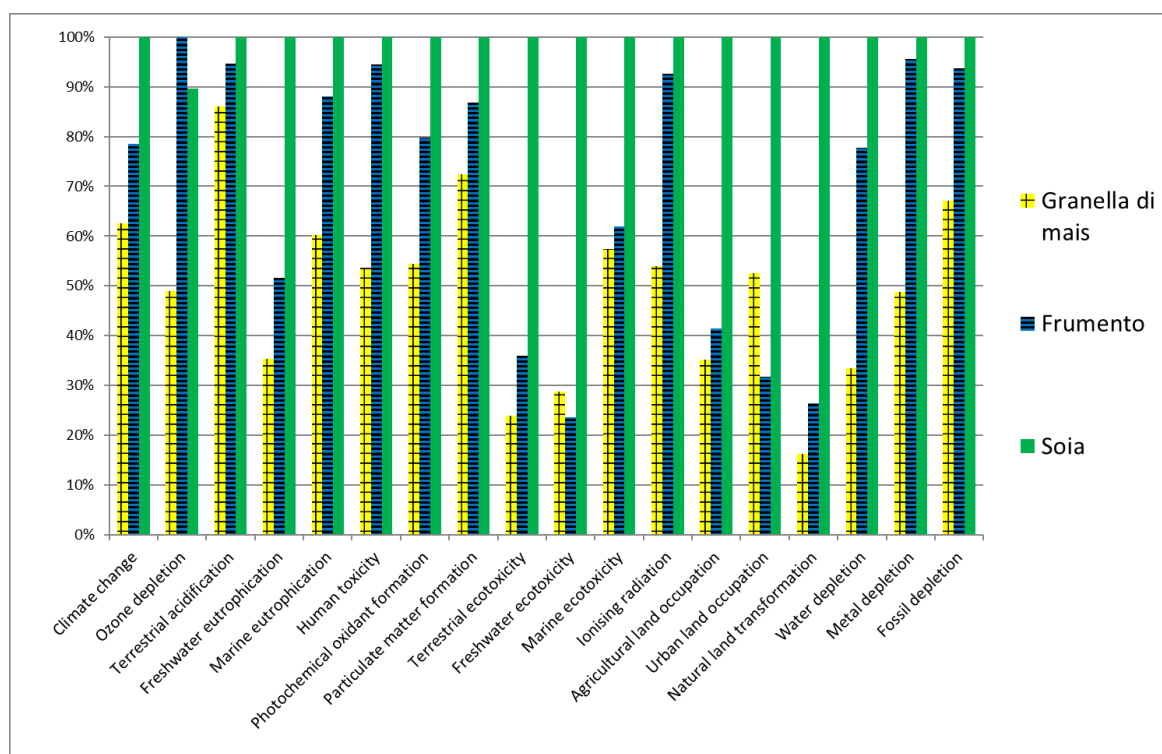


Figura 18 Impatto delle produzioni vegetali

4.4.5 Analisi di sensitività

L'analisi di sensibilità è una procedura sistematica per quantificare gli effetti delle scelte fatte in merito ai metodi e ai dati sull'esito dello studio (Torki e Kimiaee, 2011). In questo studio la valutazione della sensibilità è stata eseguita su entrambi gli scenari (1 e 2) per valutare le prestazioni ambientali nel caso in cui:

- la materia prima (mais, grano, soia e orzo) viene coltivata seguendo il protocollo dell'agricoltura biologica anziché di quello dell'agricoltura integrata;
- varia la distanza di trasporto coperta nelle diverse fasi del sistema (ad es. Trasporto di FW verso centri di distribuzione, trasporto di FW in una struttura di smistamento e trasporto di PAF in mangimificio).

La variazione della distanza di trasporto è stata introdotta perché le distanze tra i rivenditori e i centri di distribuzione aumentano notevolmente quando si considerano diverse regioni d'Italia o aree meno popolate. Partiamo dal presupposto che non si verificano variazioni nelle restanti fasi di elaborazione quando si modifica la fase di trasporto. L'analisi di sensibilità considera diverse distanze di trasporto; in particolare, sono stati aumentati di 2-3-4-5-10 volte per valutare il loro impatto sull'intero nuovo processo di produzione di mangimi.

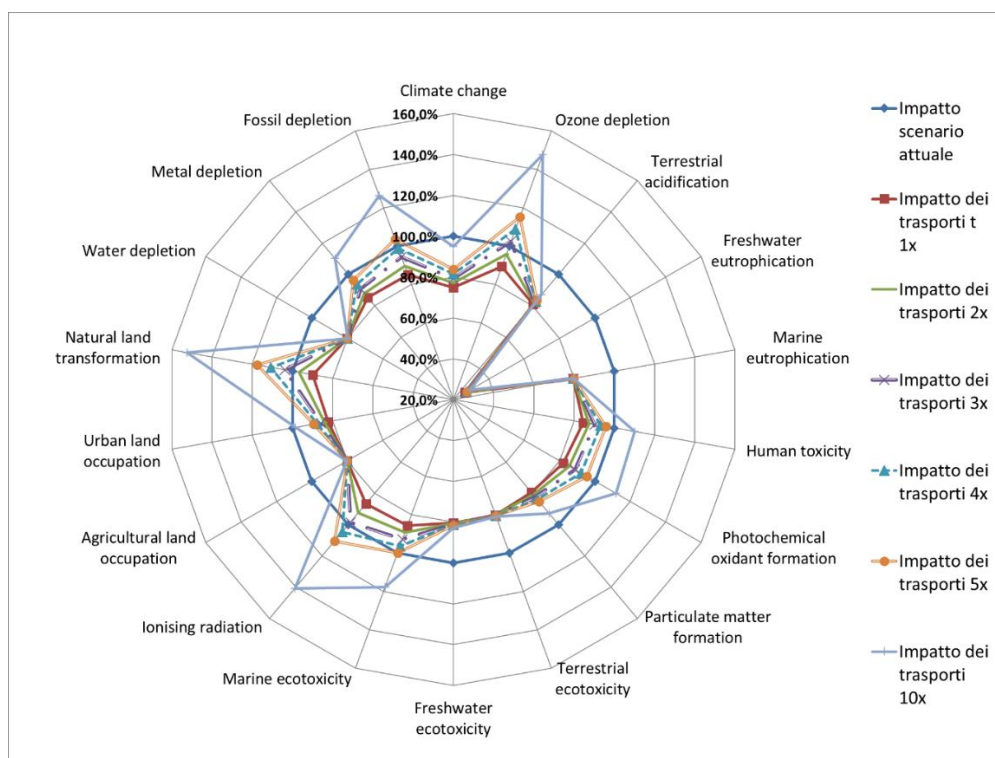


Figura 19 Risultati dell'analisi di sensitività per lo scenario 1

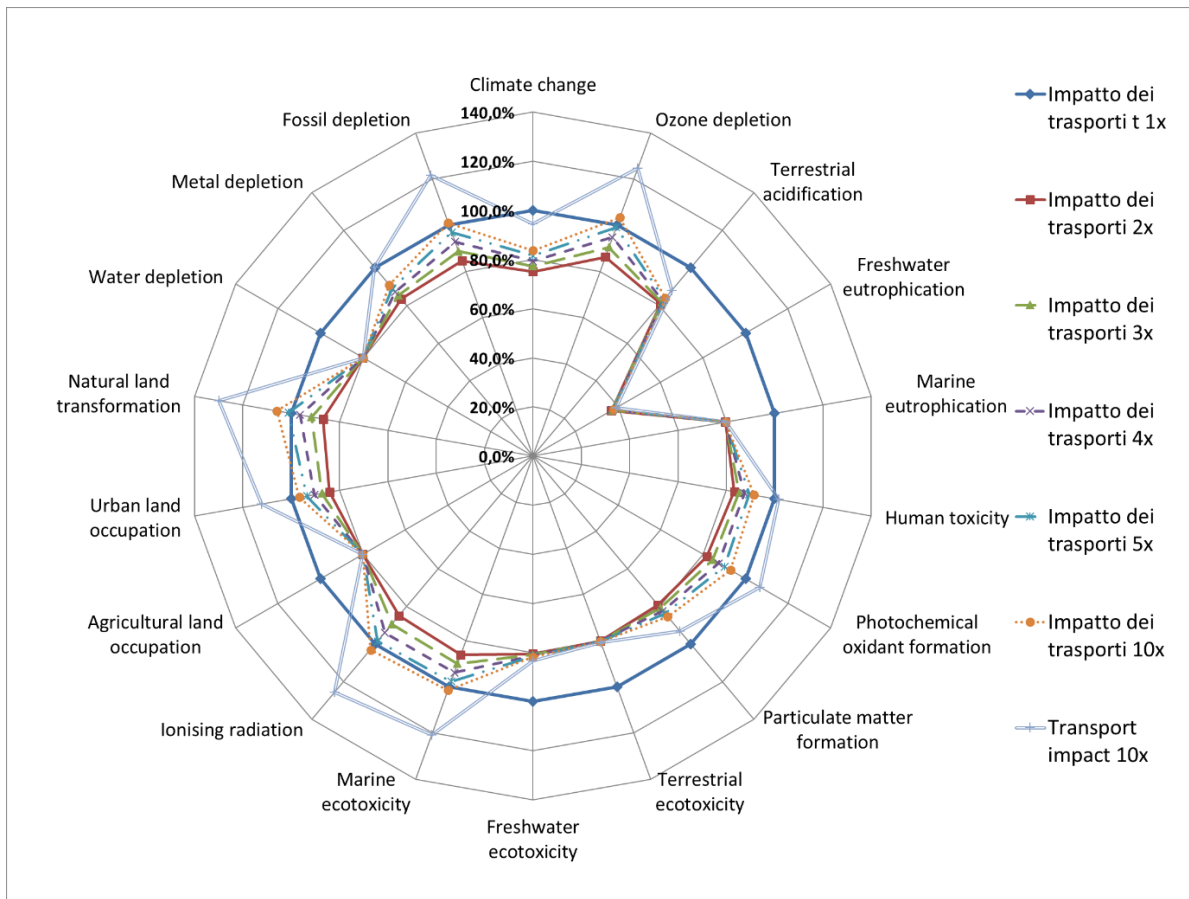


Figura 20 Risultati dell'analisi di sensitività per lo scenario 2

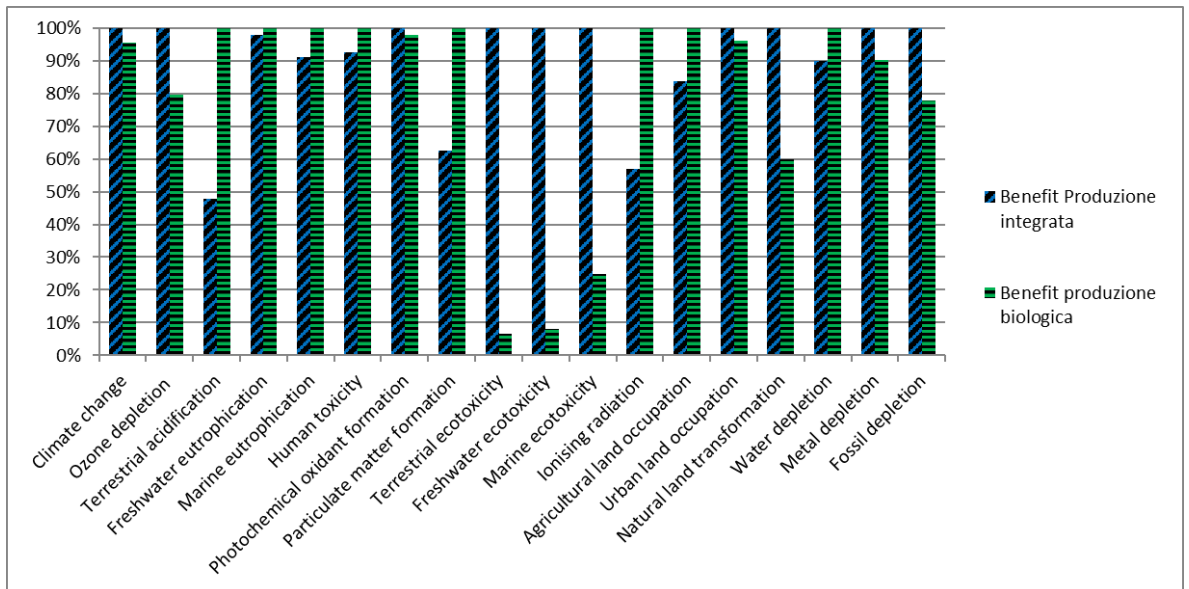


Figura 21 Confronto tra produzione integrata e biologica, scenario 1

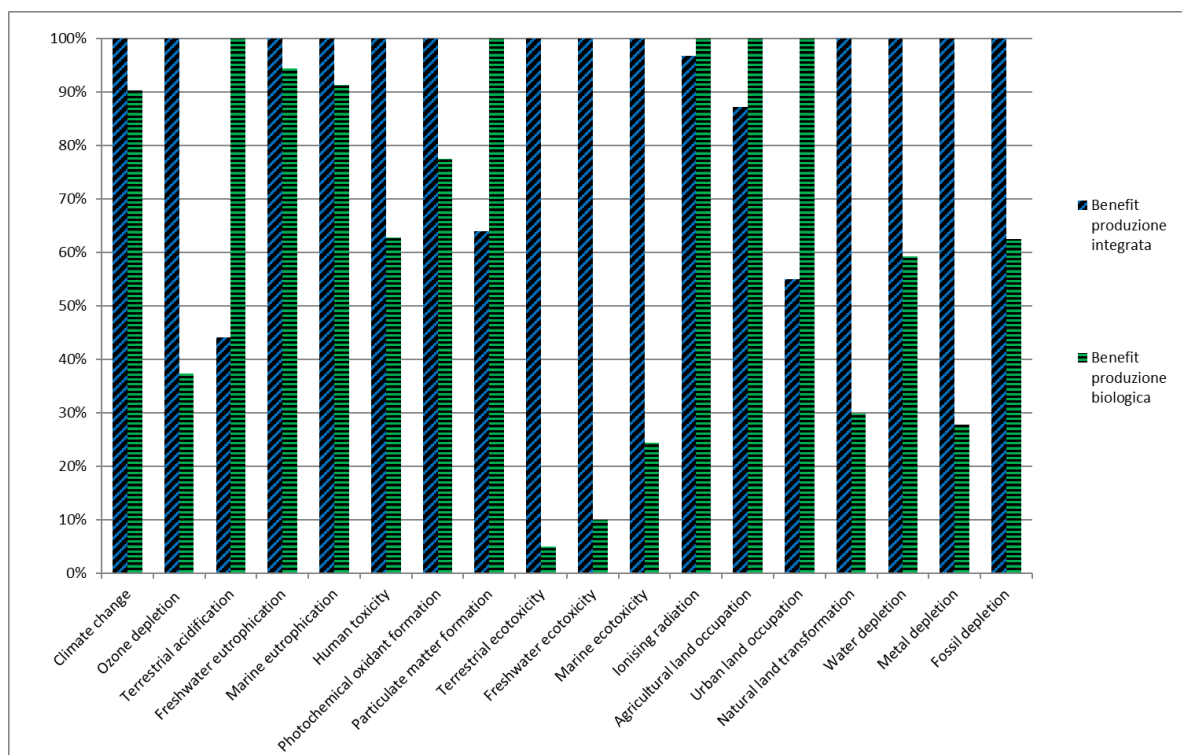


Figura 22 Confronto tra produzione integrata e biologica, scenario 2

Tabella 7 Tabella riassuntiva della fase di trasporto

Fase di Trasporto			
Fase	Tipo di trasporto	UDM	Quantità
Trasporto del FW al centro di distribuzione	Lorry 3.5–7.5 metric ton, EURO4	km	250
Trasporto del FW al centro di smistamento	Lorry 16–32 metric ton, EURO4	km	80
Trasporto del PAF al mulino	Lorry 3.5–7.5 metric ton, EURO4	km	40

I risultati dell'analisi di sensibilità mostrano che la variazione della distanza di trasporto (Tabella 7) ha un'influenza limitata sugli impatti ambientali (Figura 19 per Scenario 1 e Figura 20 per Scenario 2). In effetti, se si aumenta di 3 volte la distanza di trasporto nello Scenario 1, solo in 2 categorie (*Ozone depletion e Ionising radiation*) l'impatto del nuovo Scenario è maggiore dell'impatto dello scenario in cui i mangimi sono prodotti solo con mais. Rispetto allo scenario 2, solo con un aumento di 4 volte la distanza di trasporto, questo scenario mostra un impatto maggiore in una categoria unica (*Natural land occupation*) rispetto alla situazione originale (Tabella 5).

Per quanto riguarda la produzione di materie prime da agricoltura biologica, questo è considerato perché la letteratura riporta importanti differenze negli impatti ambientali di questo processo rispetto alla produzione integrata (Boller et al. 2006). I risultati dell'analisi di sensibilità sono visibili nella Figura 21 (Scenario 1) e nella Figura 22 (Scenario 2).

Anche in questo caso, i risultati hanno mostrato che entrambi gli scenari subiscono una riduzione dell'impatto ambientale in tutte le categorie considerate, rispetto allo scenario attuale. In particolare, il nuovo Scenario 1 (con coltivazione biologica) mostra risultati migliori in 8 categorie (*Terrestrial acidification, Freshwater eutrophication, Marine eutrophication, Human toxicity, Particulate matter formation, Ionising radiation, Agricultural land occupation, Water depletion*) rispetto allo scenario originale 1 (con coltivazione integrata). Allo stesso modo, il nuovo scenario 2 mostra risultati migliori rispetto a 5 categorie (*Terrestrial acidification, Particulate matter formation, Ionising radiation, Agricultural land occupation e Urban land occupation*), rispetto allo scenario originale 2. Nel complesso, l'impatto ambientale della produzione di mangimi può variare fino al 70% in funzione del tipo di coltivazione di materie prime. In entrambi gli scenari, i benefici sono stati ottenuti in tutte le categorie analizzate usando una frazione di PAF.

4.4.6 Conclusioni

Lo scopo di questo lavoro era di valutare e confrontare gli impatti ambientali di due scenari di valorizzazione del FW identificandone gli input e gli output per entrambe le opzioni. In particolare, il PAF, come pane, pasta e biscotti, è stata valorizzato per produrre mangimi per il settore zootecnico. Le prestazioni ambientali sono state valutate mediante il metodo LCA.

I risultati hanno mostrato che in entrambi i nuovi scenari si genera una riduzione dell'impatto ambientale in tutte le categorie considerate, se confrontato con lo scenario attuale, in cui i mangimi tradizionali sono prodotti senza alcuna valorizzazione del FW. Lo studio LCA ha dimostrato che, in proporzione, lo Scenario 2 potrebbe apportare maggiori benefici ambientali rispetto allo Scenario 1, poiché ha ottenuto prestazioni migliori rispetto a 13 categorie di impatto. I risultati hanno anche mostrato che circa $4E + 6$ kg di CO₂-eq. di GHG per 1 kg di mangime animale potrebbe essere risparmiato valorizzando il PAF in entrambi gli scenari analizzati.

Un'analisi di sensibilità effettuata variando la distanza della fase di trasporto ha rivelato che l'aumento della distanza percorsa ha un'influenza limitata sugli impatti ambientali. Al contrario, l'impatto ambientale della produzione di mangimi utilizzando la coltivazione biologica varia sostanzialmente per ciascuna categoria di impatto (fino al 70%), modificando così il relativo vantaggio di impatto della valorizzazione della PAF.

Nel complesso, questo studio dimostra chiaramente che il metodo di produzione di alimenti per animali da FW può essere un'opzione più rispettosa dell'ambiente rispetto alla produzione di alimenti per animali tradizionali, evitando anche lo smaltimento in discarica del packaging.

In questo studio, è stato esaminato solo il PAF; ulteriori attività di ricerca potrebbero studiare le prestazioni ambientali di altre frazioni del FW e i relativi trattamenti, esaminando, ad esempio, la separazione delle frazioni di carne e pesce del FW per la produzione di alimenti per animali domestici.

5 ANALISI D'IMPATTO AMBIENTALE DI UN NUOVO *PET FOOD* A BASE DI CARNE PROVENIENTE DA SCARTI ALIMENTARI GENERATI DURANTE LE FASI DI DISTRIBUZIONE E VENDITA

Questo lavoro valuta l'impatto ambientale della valorizzazione della frazione di carne dai rifiuti alimentari confezionati (PFW) per produrre alimenti per animali domestici di alta qualità.

In particolare, si andranno a studiare due tipologie differenti di *Pet Food*; la prima che consiste in un alimento di prima gamma che contiene carne di prima qualità (Natura) ed il secondo un Paté contenente principalmente frattaglie di animale.

Una valutazione del ciclo di vita dello scenario attuale (produzione tradizionale di alimenti per animali domestici e scarica di rifiuti alimentari confezionati) e di uno nuovo (produzione di alimenti per animali domestici utilizzando la frazione di carne dai rifiuti alimentari confezionati) viene effettuata applicando l'LCA ed in particolare il metodo ReCiPe. In questo studio sono stati utilizzati dati reali misurati direttamente dai produttori di alimenti per animali domestici (*Pet Food*).

I risultati di questo studio mostrano che la produzione di alimenti per animali domestici utilizzando la frazione di carne proveniente da rifiuti alimentari confezionati genera enormi vantaggi ambientali rispetto al processo tradizionale.

5.1 Definizione del sistema analizzato

Il processo dettagliato di produzione di alimenti per animali domestici delle linee di produzione Natura e Paté è descritto in questa sezione per supportare la valutazione dell'impatto ambientale degli scenari attuali e nuovi della produzione di alimenti per animali domestici. I flussi di processo correlati sono proposti nella Figura 23.



Figura 23 Processo produttivo della linea Natura (a) e Paté (b)

5.1.1 Linea di produzione “Natura”

Produzione della carne

Come peculiarità, la linea di produzione Natura utilizza solo il tessuto muscolare della carne (carne disossata), che in genere raggiunge il produttore di alimenti per animali domestici direttamente dai macelli che producono carne per il consumo umano, sotto forma di carne fresca o congelata. La carne congelata deve essere scongelata almeno 24 ore prima del suo utilizzo. A seconda della tipologia di carne (ovvero carne di maiale, manzo o pollame), è possibile produrre diverse varianti del prodotto “Natura”.

Cottura e tritatura

Dopo lo scongelamento, la carne entra nel tunnel di cottura con vapore a 90 ° C. Esiste un solo tunnel per questa linea, situato al centro della struttura, che elabora contenitori di piccole dimensioni (70-85 g). Il tunnel funziona alla velocità minima e al flusso massimo di vapore. Uno spruzzo d'acqua alla fine del tunnel raffredda la carne cotta, che viene infine tagliata da due lame per ottenere i prodotti tritati.

Il prodotto viene quindi caricato su un nastro in cui viene controllato da un metal detector per l'eventuale presenza di metallo.

Riempimento e aggraffatura

Un riempitivo telescopico viene utilizzato per confezionare il *Pet Food* in contenitori di banda stagnata o alluminio (dimensioni 85 g), provenienti dal magazzino. Per quanto riguarda le lattine, un ponte magnetico rileva possibili difetti nei contenitori e fa cadere quelli difettosi. Una macchina a raggi gamma controlla il riempimento e, se non è soddisfacente, i contenitori trattati vengono rimossi. Da qui il prodotto raggiunge una riempitrice rotativa sottovuoto dotata di valvole e un serbatoio contenente la salsa gelificante con cui verranno riempite le lattine. La quota di salsa nel prodotto finito è in rapporto 50:50 con i bocconcini di carne. Una volta riempiti, i contenitori vengono indirizzati verso una piegatrice automatica.

Sterilizzazione e raffreddamento

La sterilizzazione del cibo per animali Natura avviene in autoclavi dedicate mediante un processo di “storta statica”. L'autoclave è composta da 5 cestelli, ciascuno contenente 5.080 lattine da 85 g, per un totale di 25.400 lattine sterilizzate. Il processo di sterilizzazione dura circa 30 minuti a una temperatura di 124-126 °C. Ulteriori 20 minuti di raffreddamento devono essere aggiunti per ridurre la temperatura delle lattine a 30 ° C, riducendo anche gradualmente la loro pressione interna.

Confezionamento

L'etichettatura, l'imballaggio in vassoi, un'eventuale aggiunta di un gruppo di cartone di 3 lattine e la pallettizzazione vengono eseguite dopo la sterilizzazione e il raffreddamento. Attualmente, la produzione del prodotto Natura è limitata a circa 200 tonnellate all'anno, ma è in forte crescita.

5.1.2 Linea di produzione di paté

Produzione della carne

La linea di produzione del prodotto Paté è quasi identica a quella del prodotto Natura. Come riportato prima, le principali differenze sono che il paté è composto da un mix di diversi tipi di carne provenienti da residui di macelli, anziché da tessuto muscolare di una sola razza animale. L'unica differenza principale nella produzione di Paté è che la carne in pezzi viene premiscelata con verdure, additivi e sostanze gelificanti.

Miscelazione ed estrusione preliminari di carne

La carne congelata in piatti o blocchi viene macinata da una macchina speciale e arriva al miscelatore dove viene introdotta anche carne fresca precedentemente macinata da un tritacarne. Con diverse consistenze e diversi tipi di carne (congelata e fresca) il processo di triturazione è diverso. Questi ingredienti vengono quindi combinati in un estrusore continuo.

Cucinare e tagliare

Dopo l'estrusione, i prodotti si spostano in un sistema di cottura centrale, dove vengono inseriti anche gli additivi; l'intero set di ingredienti viene cotto per circa 20 minuti e infine

raffreddato. Dopo essere stato raffreddato, il quindi viene tagliato per essere pronto per la riempitrice.

Riempimento e aggraffatura

Il riempimento Paté viene eseguito ad alta temperatura (riempimento a caldo) in un riempitore volumetrico. Il riempimento a caldo limita la differenza di temperatura tra questa fase e la sterilizzazione, evitando così uno stress eccessivo dei contenitori. I formati principali riempiti vanno da 400 a 800 g; il formato analizzato (85 g) viene prodotto in una quota più limitata. Il sistema di tenuta è uguale a quello della linea Natura.

Sterilizzazione e raffreddamento

I contenitori sigillati vengono sterilizzati in uno sterilizzatore ad una temperatura di 127-130 ° C. La sterilizzatrice ha un controller automatico, quindi se la temperatura scende di oltre mezzo grado, la sterilizzatrice varia l'ingresso del vapore. Alla fine del processo i contenitori sigillati vengono raffreddati.

Confezione

L'etichettatura, l'imballaggio in vassoi, un'eventuale aggiunta di un gruppo di cartone di 3 lattine e la pallettizzazione vengono eseguite dopo la sterilizzazione e il raffreddamento. Attualmente, la produzione del prodotto Paté è maggiore di quella di Natura e abbastanza stabile nel tempo. Complessivamente, l'impianto di produzione può produrre circa 5.000 tonnellate in 48 settimane lavorative all'anno durante la produzione del formato 85 g, sebbene la produttività possa essere influenzata dai cambi di formato.

5.2 Definizione degli obiettivi

5.2.1 Approccio metodologico

La metodologia LCA è stata applicata secondo i principi e i requisiti previsti dalle norme ISO 14044. L'analisi LCA comprende quattro fasi principali: (1) definizione dell'obiettivo e dell'ambito; (2) analisi dell'inventario; (3) valutazione d'impatto; (4) interpretazione. Il

software SimaPro 8.5 con il supporto di EcoInvent 3.4 è stato utilizzato per supportare la valutazione.

5.2.2 Definizione degli obiettivi

Lo scopo di questo lavoro è di valutare e confrontare gli impatti ambientali di diverse alternative di valorizzazione per quattro tipi di Scarti Carnei (SC) provenienti dal FW, identificando gli input e gli output di tutti i processi correlati e valutandone gli impatti. Nel confronto vengono presi in considerazione due scenari principali. Il primo rispecchia l'attuale situazione, in cui la frazione di carne del FW viene smaltito in discariche e il cibo per animali domestici viene fabbricato seguendo le fasi tipiche della zootecnia, della macellazione e della produzione. Nel secondo scenario il FW viene raccolto dal canale di vendita al dettaglio e gli SC vengono recuperati e valorizzati diventando l'input della catena di produzione di alimenti per animali domestici. In questo nuovo scenario, il PFW viene raccolto dai negozi al dettaglio con uno speciale sistema di raccolta, separato dai materiali di imballaggio in una struttura di selezione, quindi spedito al produttore di alimenti per animali domestici per la sua valorizzazione finale. Tutte queste fasi richiedono una catena del freddo.

I principali prodotti descritti in precedenza, ovvero Natura e Paté, saranno analizzati in quattro diverse varianti. Per essere più precisi, verranno prese in considerazione tre varianti per il prodotto Natura, prodotto usando tessuti muscolari di carne suina (Natura-maiale), di manzo (Natura-manzo) o avicola (Natura-pollame). Verrà invece valutata una sola variante per il paté, che si ottiene da un mix di SC precedentemente indicato più altri tipi di rifiuti di carne (interiora), additivi e verdure.

5.2.3 Unità funzionale

Sulla base delle interviste condotte presso i negozi al dettaglio, è stato valutato che i rivenditori della regione Emilia-Romagna hanno generato 14.600 tonnellate di PFW nel 2015. Una quota di 300 tonnellate anno è stata rimossa da tale importo, poiché corrisponde alla quantità di FW donati a scopo di beneficenza nella regione. Il PFW nei negozi al dettaglio può essere classificato in diversi gruppi, come prodotti da forno, caffè, bevande, pesce, carne, ecc. Per il caso in esame, è importante stimare la quantità di carne che potrebbe essere raccolta nei supermercati. Segrè e Falasconi (2011) hanno stimato che lo spreco di carne generato nell'intera catena di approvvigionamento alimentare

rappresentasse il 9% dello spreco alimentare totale in Italia, corrispondente a 22.000 tonnellate/anno. I dati più recenti di Caldeira et al. (2019), che si è concentrato espressamente sulla catena di vendita al dettaglio, porta a una percentuale maggiore (25,3%), poiché si stima che gli SC rappresentino 1,7 milioni di tonnellate/anno su 6,7 milioni di tonnellate/anno di rifiuti alimentari nella vendita al dettaglio. Questa percentuale è più simile ad altri dati pubblicati (ad es. Albizzati et al.2019, Xue et al.2017), in particolare, ha riscontrato il 17% di SC valutando lo spreco alimentare in 20 punti vendita francesi. Quindi, i dati riportati da Caldeira et al. (2019) sono stati utilizzati per stimare gli SC in PFW, determinare la fattibilità della nuova produzione di *Pet Food* e valutare l'impatto del trasporto in relazione all'unità funzionale prescelta. Per comprendere meglio la composizione degli SC di PFW e valutarne l'usabilità per la produzione di alimenti per animali domestici, tra il 2015 e il 2016 è stato condotto un sondaggio in quattro grandi punti vendita situati nell'area di Parma (una città dell'Emilia-Romagna con una popolazione di 200.000 abitanti). Sulla base dell'indagine, la percentuale di rifiuti per i diversi tipi di carne è stata derivata come mostrato nella Tabella 8.

Tabella 8 Media in percentuale di scarto a base carne nell'area del Comune di Parma ne 2015-2016

Classificazione	Percentuale media (%)
Carne processata	31.21
Maiale	18.5
Vacca	5.72
Pollame	40
Capra-pecora	2.56
Coniglio	2.01

Come si evince da quella tabella, pollo e tacchino sono i principali componenti del totale dei rifiuti di carne, probabilmente a causa delle maggiori quantità vendute e del fatto che pollo e tacchino sono prodotti delicati. Questi dati sono stati ulteriormente perfezionati per identificare i tagli di carne contenenti solo tessuto muscolare, che possono essere utilizzati per la produzione del prodotto Natura. I dettagli risultanti sono sintetizzati nella Tabella 9, che mostra anche l'uso degli SC per la produzione dei prodotti Natura o paté.

Tabella 9 Dati dettagliati sullo scarto a base carne nell'area di Parma 2015-2016

Classificazione	(%)	Utilizzo nel Pet Food
Carne processata	31.21	-
Carne di maiale	6.35	Pâté
Carne di maiale disossata	12.15	Natura
Carne di vacca	0.61	Pâté
Carne di vacca disossata	5.11	Natura
Carne avicola	20	Pâté
Carne avicola disossata	20	Natura
Altra carne	4.57	Pâté

Per quanto riguarda la produzione Natura, in base alle possibili varianti di prodotto, l'unità funzionale scelta è 1 kg di alimento per animali domestici prodotto utilizzando tre tipi di tessuto muscolare; 1 kg di alimenti per animali prodotto con un mix di carne viene invece utilizzato come unità funzionale nel caso del prodotto Paté.

La ricetta del prodotto Natura e paté è dettagliata nella Tabella 10; nello specifico, la "carne" può essere di maiale, manzo o pollame a seconda della variante di prodotto.

Tabella 10 Ricetta del Pet Food Natura e Paté

Ingredienti	Quota percentuale- Natura	Quota percentuale - Paté
Carne disossata	55%	-
Mix di carne	-	55%
Acqua	42.75%	32.75%
Amido di mais	2.25%	2.25%
Verdura (carote, spinaci, patate, cipolle)	-	10%

5.2.4 Confini di sistema

Per quantificare l'impatto dei prodotti analizzati, è necessario definire i confini del sistema. Come accennato, il presente caso di studio tiene in considerazione il prodotto alimentare scartato nelle fasi di vendita al dettaglio e distribuzione nella regione Emilia-Romagna e tiene conto di due scenari, che vengono valutati seguendo un approccio "dalla culla al cancello".

Lo scenario attuale presuppone che il PFW raccolto dai negozi al dettaglio sia smaltito in discarica e che il *Pet Food* sia prodotto attraverso le normali fasi di allevamento, macellazione, stoccaggio e produzione refrigerati (Figura 24). Le prime tre fasi, sebbene non eseguite nel sito del produttore di alimenti per animali domestici, sono comunque prese in considerazione nella valutazione ambientale. Nel complesso, i seguenti macroprocessi sono presi in considerazione nel valutare il tradizionale per la produzione di alimenti per animali domestici nello scenario attuale: 1) produzione di carne (allevamento e macellazione, trasporto e refrigerazione); 2) processo di produzione di alimenti per animali domestici (comprese le attività di trasformazione e confezionamento); 3) materiali di imballaggio; e 4) ingredienti aggiuntivi per alimenti per animali domestici. La fase di smaltimento del PFW nelle discariche completa questo scenario.

Il nuovo scenario presuppone la valorizzazione degli SC di PFW ricevuto dalla struttura di selezione per produrre *Pet Food*. Poiché gli SC provengono dal recupero PFW, le fasi di allevamento, macellazione e stoccaggio refrigerato non sono più necessarie e pertanto non rientrano nei limiti del sistema (Figura 25). Questi processi saranno sostituiti dalla raccolta di PFW nei negozi al dettaglio, dal suo spostamento nel sistema logistico fino alla struttura SORT, dal suo disimballaggio e selezione e dal suo trasporto al produttore di alimenti per animali domestici. Anche la discarica di FW verrà evitata in questo scenario.

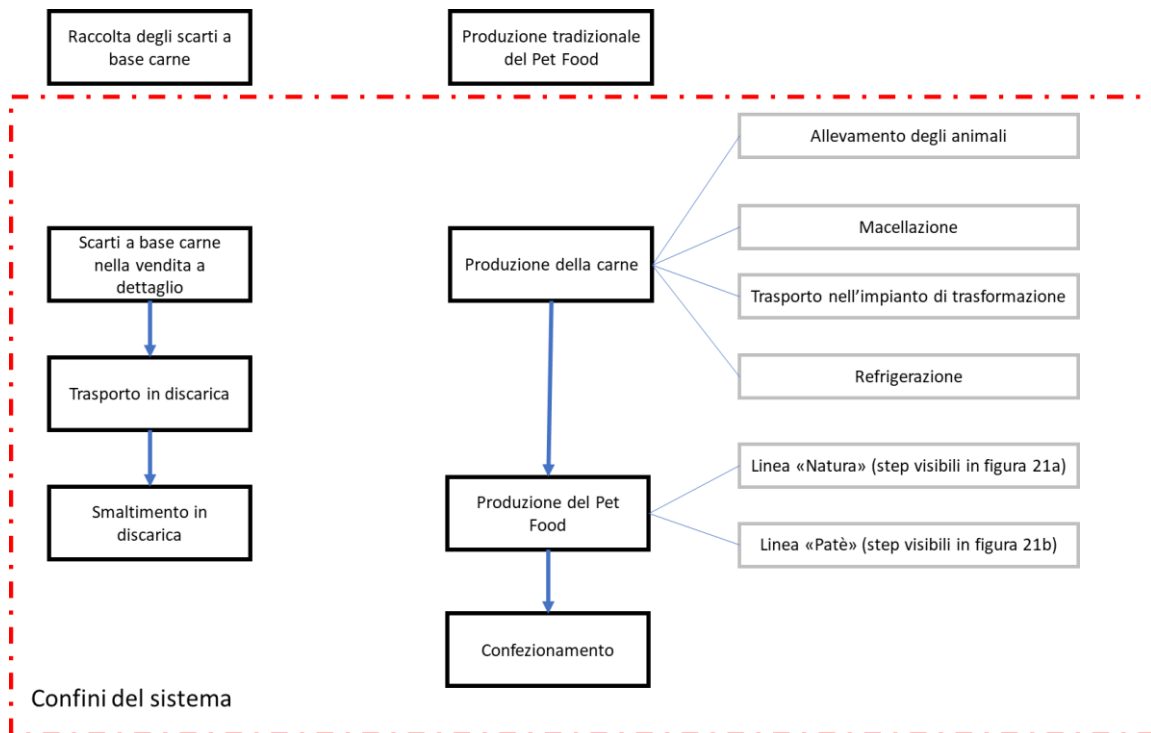


Figura 24 Confini del sistema scenario attuale

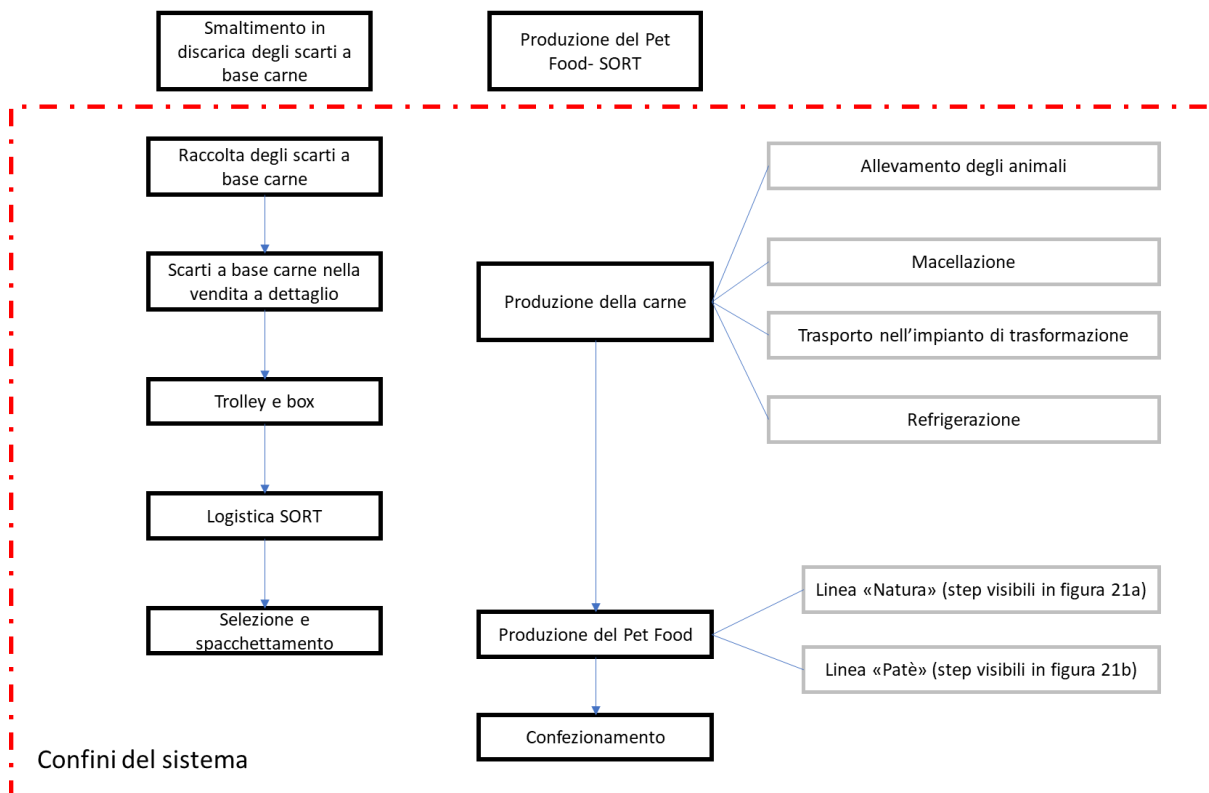


Figura 25 Confini del sistema nuovo scenario

Questo studio si concentra sugli SC del PFW che rappresenta una quota significativa del PFW in termini di peso. Quindi, a differenza di Vitale et al. (2018), che si è concentrato espressamente sulla valorizzazione della frazione di imballaggio del PFW, questo studio prende in considerazione solo la parte commestibile del PFW, che, come è noto, contribuisce in larga misura all'impatto ambientale della filiera agro-alimentare.

Per coerenza con la valutazione dell'impatto di un prodotto alimentare, l'impatto degli SC nella discarica di FW non è stato imputato allo scenario di produzione di alimenti per animali domestici; invece, è stato inserito come impatto evitato nel nuovo scenario. Questa scelta è in linea con studi simili nel settore (Mosna et al. 2015; Brunklaus et al. 2018, Lam et al. 2018; Albizzati et al. 2019).

5.3 Analisi dell'inventario

L'analisi dell'inventario del nuovo scenario è riportata nella Tabella 11. Questa tabella elenca anche l'intera serie di fasi relative agli scenari attuali e quelli nuovi e, per ogni fase, dettaglia i dati utilizzati come input o come output. Questi dati si riferiscono a 1 tonnellata di produzione di alimenti per animali domestici, distinguendo, se del caso, il tipo di prodotto per alimenti per animali domestici a cui si riferiscono; a tal fine, i dati sono stati calcolati tenendo conto delle ricette (Tabella 10). Nella valutazione finale, tutti gli impatti saranno riferiti a 1 kg di prodotto per alimenti per animali domestici in base all'unità funzionale prescelta.

Il nuovo scenario considera le macchine di smistamento e spacchettamento (come mostrato nello studio di Vitale et al. 2018) che, nel caso in esame, vengono utilizzate per elaborare gli SC imballati solo in vassoi di polistirene espanso; i dati relativi si riferiscono a dei nastri trasportatori e una macchina taglierina per aprire i vassoi. Per quanto riguarda i dati di trasporto, sono stati estrapolati da uno scenario valutato in Bottani et al. (2019) per quanto riguarda la raccolta di PFW dai rivenditori, la sua spedizione ai centri di distribuzione per lo stoccaggio e la sua consegna finale alla struttura SORT. I dati dell'ultimo trasporto, dall'impianto SORT al produttore di alimenti per animali domestici, sono stati raccolti tenendo conto della posizione reale della società di produzione di alimenti per animali domestici intervistata.

Per quanto riguarda la discarica degli SC di PFW, è stata scelta una "discarica di rifiuti solidi urbani UE-27"; è stata inoltre fissata una distanza di trasporto di 80 km dalle vendite al dettaglio alle discariche comunali, coperta da un camion non refrigerato (3,5–7,5 tonnellate).

Infine, guardando al macro-processo di produzione di carne, sono stati presi in considerazione diversi input nel processo secondo le varianti di prodotto precedentemente descritte per Natura e Paté; per quest'ultimo, in particolare, è stato utilizzato un mix di sottoprodotti provenienti da macellatori industriali. I dati correlati sono stati presi dal database dell'agri-footprint 2.0 e si riferiscono alle industrie olandesi.

Tabella 11 Dati di inventario

Scenario							
Attuale	SORT	Macro processi	Descrizione	Produzione Pet Food	Input	UDM	Quantità
x		Trasporto in discarica	Trasporto dello scarto in discarica	tutti	Truck (3.5 tons)	tkm	
x		Smaltimento in discarica	Smaltimento dello scarto in discarica	tutti	Landfill of municipal solid waste EU-27		
	x	Logistica SORT	Raccolta dello scarto nei supermercati e trasporto	tutti	Refrigerated Truck (3.5 tons)	tkm	0.55*103
	x	Logistica SORT	Stoccaggio in celle frigo	tutti	Electricity for refrigerator	kWh	22
	x	Logistica SORT	Trasporto al centro di spaccettamento	tutti	Refrigerated Truck (7.5-16 tons)	tkm	0.55*95
	x	Logistica SORT	Trasporto della frazione di carne all'industria mangimistica	tutti	Refrigerated Truck (7.5-16 tons)	tkm	0.55*204
	x	Selezione e spaccettamento		tutti	Electricity	kWh	12.75
					Equipment materials - PE	kg	4
					Equipment materials - stainless steel	kg	31
x		Produzione della carne	Allevamento, macellazione, trasporto e conservazione	Natura - pollo	Chicken meat, fresh, at slaughterhouse	kg	550
				Natura - vacca	Beef meat, fresh, from dairy cattle, at slaughterhouse	kg	550
				Natura - maiale	Pig meat, fresh, at slaughterhouse	kg	550
				Pâté	Chicken co-product, feed grade, at slaughterhouse	kg	182
				Pâté	Beef co-product, feed grade, at slaughterhouse	kg	182
				Pâté	Pig co-product, feed grade, at slaughterhouse	kg	182
				tutti	Electricity for refrigerator	kWh	17.6
				tutti	Refrigerated Truck	tkm	55
x	x	Altri ingredienti	Ingredienti per la salsa – Linea Paté	Pâté	Maize starch	kg	22.5
					Water (for Pâté)	kg	327.5
					Vegetables (for Pâté)	kg	100
			Ingredienti per la salsa – Linea Natura	Natura	Maize starch	kg	22.5
					Water	kg	427.5
x	x	Produzione del PET FOOD	Miscelazione	Pâté	Electricity	kWh	14.66
			Estrusione	Pâté	Electricity	kWh	55

			Cottura	Tutti	Steam	kg	136.7
					Electricity	kWh	102.8
			Preparazione- porzionamento-metal detector	Tutti	Electricity	kWh	132.36
			Miscelazione e riempimento	Tutti	Electricity	kWh	40.75
					Electricity	kWh	14.66
			Chiusura della confezione	Tutti	Electricity	kWh	66.33
					Electricity for compressed air production	kWh	10.08
			Sterilizzazione in autoclave	Tutti	Electricity	kWh	15.28
					Steam	kg	160
					Electricity for compressor	kWh	3
					Water	mc	7.3
			Macchina di confezionamento	Tutti	Electricity	kWh	55.33
			Processo di pulizia	Tutti	Electricity	kWh	127
					Tap water	l	1000
					Foaming agent	kg	30
x	x	Confezionamento	Materiali per il confezionamento primario	Tutti	Aluminium can	kg	117.64
					Metal working	kg	117.64
					PVC film	kg	1.54
			Materiali per il confezionamento secondario	Tutti	Folding boxboard	kg	55.52
					Printed paper label	kg	6.09

5.4 Analisi dell'impatto e conclusioni

5.4.1 Metodo di valutazione dell'impatto

Il software SimaPro versione 8.5 contiene una serie di metodi di valutazione dell'impatto che possono essere utilizzati per calcolare i risultati della valutazione dell'impatto. Questi metodi sono suddivisi in sottogruppi, vale a dire europei, nordamericani, ad emissione singola, impronta idrica e sostituiti. Tenendo conto dei metodi europei, è possibile utilizzare otto metodi per calcolare i risultati della valutazione d'impatto; in particolare, i tre metodi più utilizzati sono EPD, ILCD e ReCiPe e comprendono rispettivamente sette, undici e diciotto categorie di impatto. Di questi tre metodi, è stato selezionato il metodo ReCiPe (Huijbregts et al. 2016) in quanto è il più utilizzato nel contesto della gestione dei rifiuti e può fornire una panoramica completa delle varie categorie di impatto. La prospettiva gerarchica è stata selezionata per l'analisi, in quanto è considerata la più equilibrata delle tre proposte dal metodo (egualitario, individualista e gerarchico) (Vitale et al. 2018).

I valori di impatto sono stati calcolati a livello del punto medio per 18 categorie di impatto, ovvero (i) *Global warming*, (ii) *Stratospheric ozone depletion*, (iii) *Ionizing radiation*, (iv) *Ozone formation - Human health*, (v) *Fine particulate matter formation*, (vi) *Ozone formation - Terrestrial ecosystems*, (vii) *Terrestrial acidification*, (viii) *Marine*

eutrophication (ix) Freshwater eutrophication, (x) Terrestrial ecotoxicity, (xi) Freshwater ecotoxicity, (xii) Marine ecotoxicity, (xiii) Human carcinogenic toxicity, (xiv) Human non-carcinogenic toxicity, (xv) Land use, (xvi) Mineral resource scarcity, (xvii) Fossil resource scarcity, (xviii) Water consumption.

5.4.2 Qualità dei dati utilizzati

È stato effettuato un controllo sulla qualità dei dati allo scopo di garantire che i dati di input siano il più precisi possibile. In questa misura:

- i dati relativi alla produzione di carne e ai sottoprodotti della carne utilizzati nei processi di produzione di carne attuale, inclusi i processi di allevamento e macellazione, sono stati recuperati dal database Agri-footprint versione 2.0 (2015);
- i dati sui trasporti SORT sono stati estrapolati da Bottani et al. (2019), utilizzando lo scenario in cui tutto il PFW viene raccolto dai rivenditori, mentre i dati sullo smistamento e il disimballaggio del PFW sono stati presi da Vitale et al. (2018);
- i dati utilizzati per valutare la fine del ciclo di vita evitato di SC di PFW sono stati estrapolati dal database ELCD versione 3, stabilendo "Discarica di rifiuti solidi urbani UE-27";
- infine, per i processi di produzione di alimenti per animali domestici e relativi materiali di imballaggio, i dati primari sono stati ottenuti da un'azienda italiana che produce attualmente *Pet Food* Natura e Patè. Tutti i processi sono stati dettagliati in termini di valori specifici di input e output (elettricità, acqua, vapore, ecc.) e sono stati reperiti da *EcoInvent 3.4* (Moreno Ruiz et al. 2017).

I dati provenienti dalle banche dati *EcoInvent* sono stati utilizzati con il modello di sistema "*Allocation at the Point of Substitution (APOS)*", in base al quale gli oneri sono attribuiti proporzionalmente a processi specifici (Saade et al.2019). Poiché questo studio si rivolge all'interno dello scenario italiano, i dati utilizzati sono stati riferiti a questo contesto specifico (se possibile) o, in alternativa, a quello europeo. In linea con il set di *cut-off*, questo studio tiene conto dei dati di input che contribuiscono cumulativamente per oltre il 99% al consumo di massa e di energia del sistema.

5.4.3 Valutazione dell'impatto del ciclo di vita

5.4.3.1 Scenario Attuale: carne confezionata smaltita in discarica e produzione tradizionale di alimenti per animali domestici

Per valutare i diversi impatti associati allo scenario attuale, nelle seguenti sottosezioni sono riportati due gruppi separati di risultati, che mostrano in primo luogo l'impatto della carne confezionata smaltita in discarica, quindi l'impatto della tradizionale produzione di alimenti per animali domestici.

Impatto ambientale delle carni confezionate smaltite in discarica

I risultati relativi allo smaltimento di 1 kg di rifiuti a base di carne confezionati sono riportati nella Tabella 12 e nella Figura 26, che dettagliano il contributo relativo di ciascun input di elaborazione.

Tabella 12 Impatto ambientale dello smaltimento in discarica

Categorie di Impatto	UDM	Totale	Smaltimento in discarica	Trasporto
Global warming	kg CO ₂ eq	9.10E-01	8.68E-01	4.20E-02
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	6.40E-08	3.70E-08	2.70E-08
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	2.21E-03	1.35E-03	8.63E-04
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	1.18E-04	5.28E-06	1.13E-04
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	1.16E-04	7.17E-05	4.42E-05
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	1.24E-04	8.51E-06	1.16E-04
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	3.39E-04	2.35E-04	1.04E-04
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.33E-04	1.29E-04	4.40E-06
Marine eutrophication	kg N eq	8.53E-05	8.50E-05	3.33E-07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	3.54E-01	4.41E-03	3.49E-01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	9.27E-04	7.03E-06	9.20E-04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.47E-03	2.24E-05	1.45E-03
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	1.33E-03	3.06E-05	1.29E-03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.40E-02	4.22E-04	3.36E-02
Land use	m ² a crop eq	1.19E-03	0.00E+00	1.19E-03
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	8.01E-04	6.85E-04	1.16E-04
Fossil resource scarcity	kg oil eq	3.00E-02	1.62E-02	1.38E-02
Water consumption	m ³	3.60E-04	2.39E-04	1.21E-04

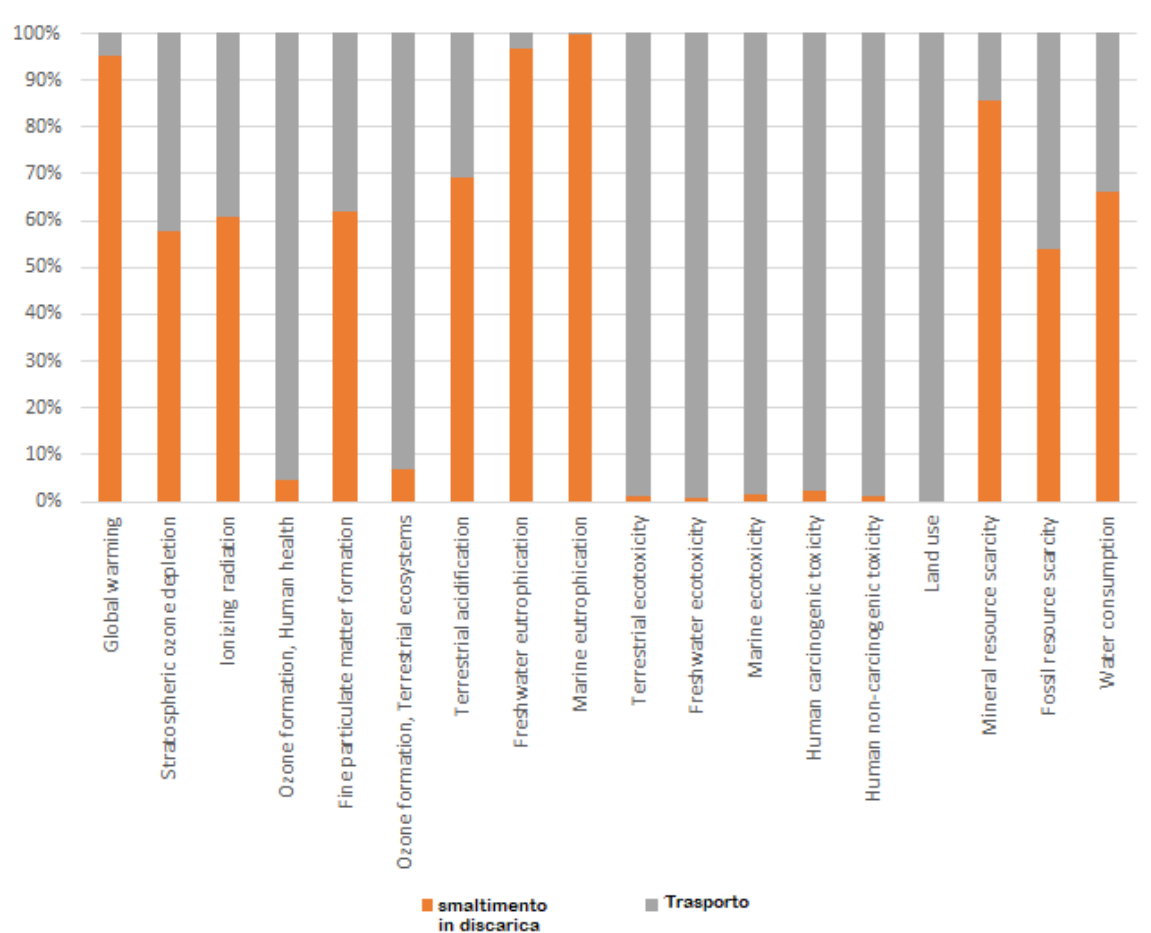


Figura 26 Impatto ambientale dello smaltimento in discarica

Come si può vedere dagli impatti ambientali degli SC di PFW diviso per fasi, lo smaltimento della carne confezionata in discarica rappresenta un contributo importante per 9 categorie di impatto, ovvero *Global warming*, *Ionizing radiation*, *Fine particulate matter formation*, *Terrestrial acidification*, *Freshwater eutrophication*, *Marine eutrophication*, *Mineral resource scarcity*, *Fossil resource scarcity* e *Water consumption*. Al contrario, il trasporto in discarica contribuisce maggiormente in 8 categorie; in particolare, questa fase ha un impatto significativo sulla *Ozone formation - human health*, *Ozone formation - Terrestrial ecotoxicity*, *Terrestrial ecosystems*, *Freshwater ecotoxicity*, *Marine ecotoxicity*, *Human carcinogenic toxicity*, *Human non-carcinogenic toxicity* e *Land use*.

Questi risultati sono strettamente collegati alle emissioni ben note e al consumo di combustibili fossili tipici delle attività di trasporto. Per la restante categoria, vale a dire

Stratospheric ozone depletion, le discariche e i trasporti contribuiscono quasi nella stessa misura all'impatto totale.

Impatto ambientale della produzione di prodotti Natura

Lo scenario attuale tiene conto della produzione di 1 kg di alimenti per animali domestici tradizionali utilizzando le ricette descritte nella Tabella 10, senza contributi degli SC derivati dalla raccolta e dalla selezione di PFW. I risultati dell'impatto ambientale per le tre varianti dei prodotti Natura sono riportati nella Figura 27-Figura 29 e nella Tabella 13-Tabella 15.

Tabella 13 Impatto ambientale della produzione del Pet Food Natura Bovino - Scenario attuale

Categorie di impatto	UDM	Totale	Produzione di carne	Produzione del Pet Food	Altri ingredienti	Packaging
Global warming	kg CO ₂ eq	5.82E+00	3.36E+00	8.12E-01	4.23E-02	1.61E+00
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	2.84E-05	2.68E-05	8.31E-07	2.53E-07	5.58E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	1.38E-01	1.06E-02	6.69E-02	2.51E-03	5.82E-02
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	7.76E-03	1.31E-03	3.18E-03	1.62E-04	3.11E-03
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	1.19E-02	6.71E-03	1.26E-03	6.80E-05	3.84E-03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	7.89E-03	1.33E-03	3.24E-03	1.65E-04	3.16E-03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	6.43E-02	5.25E-02	3.39E-03	2.35E-04	8.15E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.71E-03	6.51E-04	3.98E-04	2.76E-05	6.30E-04
Marine eutrophication	kg N eq	7.34E-03	6.90E-03	2.78E-04	8.03E-05	8.11E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.34E+00	2.32E-01	4.97E+00	2.55E-01	1.88E+00
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	9.54E-02	5.98E-03	2.95E-02	1.11E-03	5.88E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.26E-01	4.62E-03	3.93E-02	1.59E-03	8.09E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.78E-01	9.13E-04	2.65E-02	1.76E-03	3.49E-01
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	5.94E+00	4.55E+00	4.79E-01	5.56E-02	8.56E-01
Land use	m ² a crop eq	1.60E+00	1.38E+00	1.23E-01	3.96E-02	5.39E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	3.22E-02	4.70E-04	2.49E-03	1.62E-04	2.91E-02
Fossil resource scarcity	kg oil eq	6.96E-01	1.60E-01	2.23E-01	1.11E-02	3.03E-01
Water consumption	m ³	6.89E-02	1.84E-02	1.95E-02	1.11E-03	2.99E-02

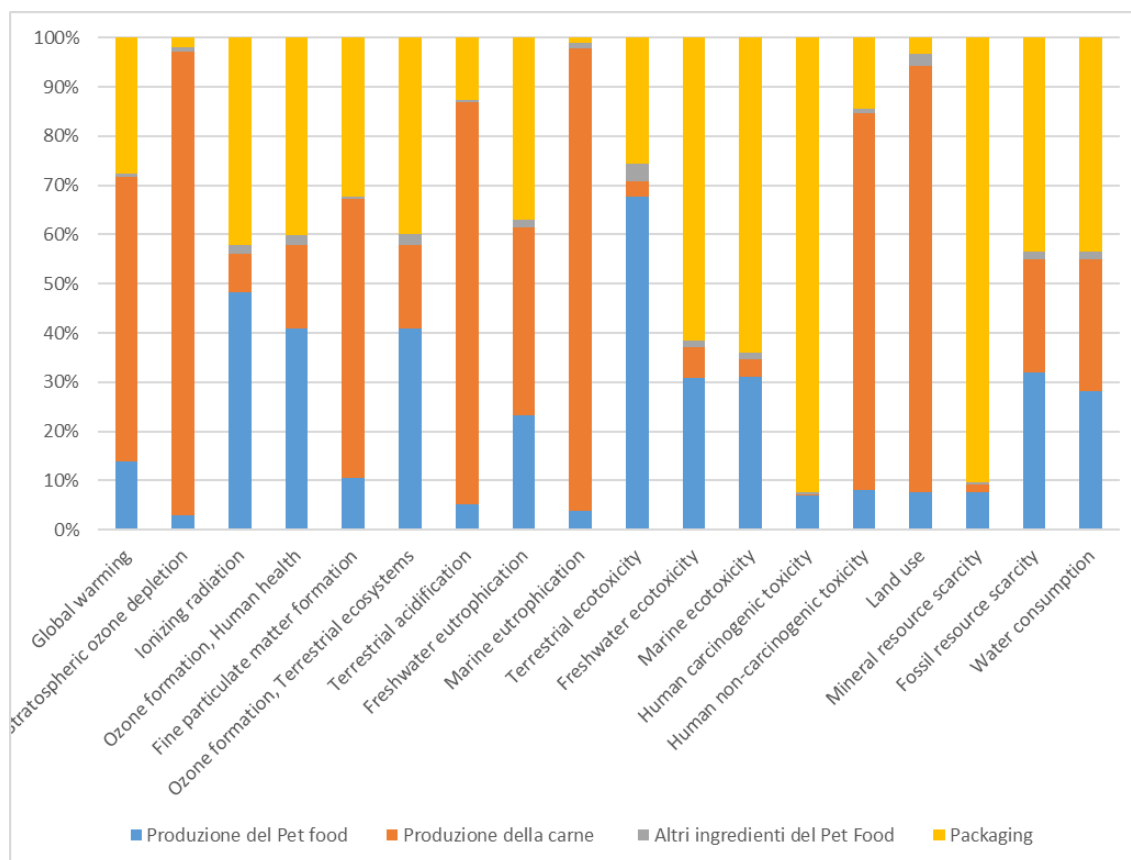


Figura 27 Impatto ambientale della produzione del Pet Food Natura Bovino - Scenario attuale

Tabella 14 Impatto ambientale della produzione del Pet Food Natura Suino - Scenario attuale

Impact category	Unit	Totale	Produzione di carne	Produzione del Pet Food	Altri ingredienti	Packaging
Global warming	kg CO ₂ eq	4.64E+00	2.18E+00	8.12E-01	4.23E-02	1.61E+00
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	1.47E-05	1.31E-05	8.31E-07	2.53E-07	5.58E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	1.42E-01	1.43E-02	6.69E-02	2.51E-03	5.82E-02
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	8.15E-03	1.70E-03	3.18E-03	1.62E-04	3.11E-03
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	8.64E-03	3.46E-03	1.26E-03	6.80E-05	3.84E-03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	8.28E-03	1.73E-03	3.24E-03	1.65E-04	3.16E-03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	3.73E-02	2.55E-02	3.39E-03	2.35E-04	8.15E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.24E-03	1.87E-04	3.98E-04	2.76E-05	6.30E-04
Marine eutrophication	kg N eq	3.50E-03	3.07E-03	2.78E-04	8.03E-05	8.11E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.81E+00	6.97E-01	4.97E+00	2.55E-01	1.88E+00
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.02E-01	1.30E-02	2.95E-02	1.11E-03	5.88E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.31E-01	9.54E-03	3.93E-02	1.59E-03	8.09E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.78E-01	1.30E-03	2.65E-02	1.76E-03	3.49E-01
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.24E+00	1.85E+00	4.79E-01	5.56E-02	8.56E-01
Land use	m ² a crop eq	2.04E+00	1.83E+00	1.23E-01	3.96E-02	5.39E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	3.23E-02	5.93E-04	2.49E-03	1.62E-04	2.91E-02
Fossil resource scarcity	kg oil eq	7.04E-01	1.67E-01	2.23E-01	1.11E-02	3.03E-01
Water consumption	m ³	6.26E-02	1.22E-02	1.95E-02	1.11E-03	2.99E-02

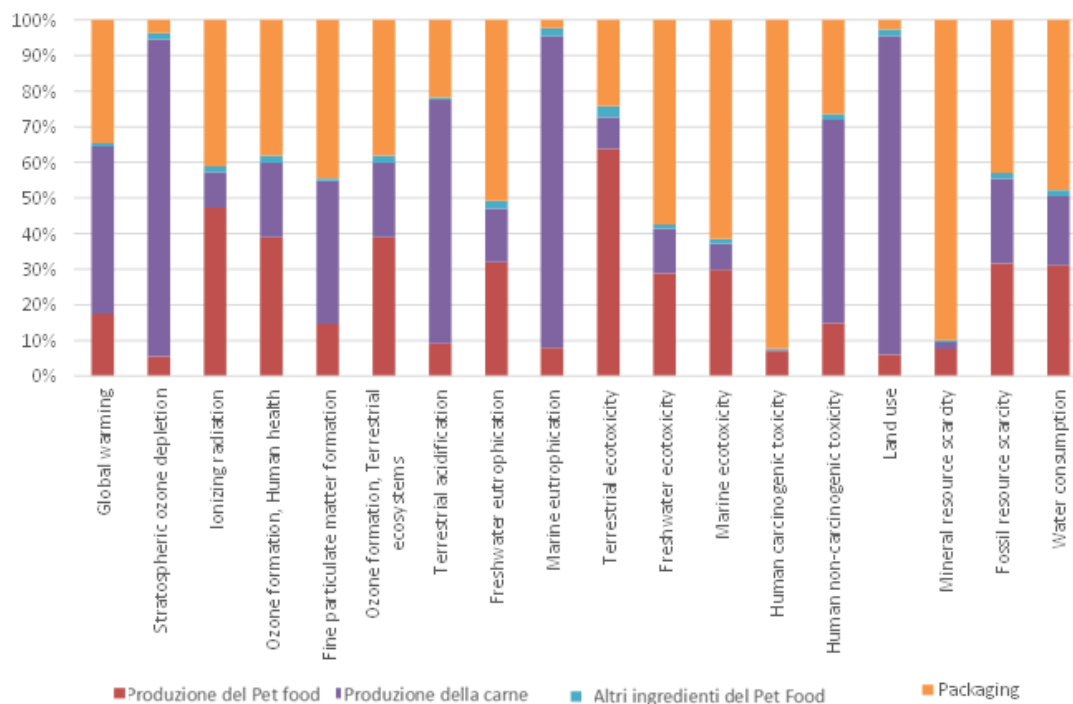


Figura 28 Impatto ambientale della produzione del Pet Food Natura Suino - Scenario attuale

Tabella 15 Impatto ambientale della produzione del Pet Food Natura avicolo - Scenario attuale

Impact category	Unit	Totale	Produzione di carne	Produzione del Pet Food	Altri ingredienti	Packaging
Global warming	kg CO ₂ eq	4.42E+00	1.95E+00	8.12E-01	4.23E-02	1.61E+00
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	8.55E-06	6.91E-06	8.31E-07	2.53E-07	5.58E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	1.41E-01	1.36E-02	6.69E-02	2.51E-03	5.82E-02
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	7.79E-03	1.34E-03	3.18E-03	1.62E-04	3.11E-03
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	7.68E-03	2.51E-03	1.26E-03	6.80E-05	3.84E-03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	7.93E-03	1.37E-03	3.24E-03	1.65E-04	3.16E-03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	2.99E-02	1.82E-02	3.39E-03	2.35E-04	8.15E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.22E-03	1.63E-04	3.98E-04	2.76E-05	6.30E-04
Marine eutrophication	kg N eq	2.19E-03	1.75E-03	2.78E-04	8.03E-05	8.11E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.55E+00	4.42E-01	4.97E+00	2.55E-01	1.88E+00
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.01E-01	1.17E-02	2.95E-02	1.11E-03	5.88E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.29E-01	7.56E-03	3.93E-02	1.59E-03	8.09E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.78E-01	8.32E-04	2.65E-02	1.76E-03	3.49E-01
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	2.35E+00	9.58E-01	4.79E-01	5.56E-02	8.56E-01
Land use	m ² a crop eq	1.60E+00	1.39E+00	1.23E-01	3.96E-02	5.39E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	3.23E-02	5.69E-04	2.49E-03	1.62E-04	2.91E-02
Fossil resource scarcity	kg oil eq	6.79E-01	1.42E-01	2.23E-01	1.11E-02	3.03E-01
Water consumption	m ³	6.44E-02	1.40E-02	1.95E-02	1.11E-03	2.99E-02

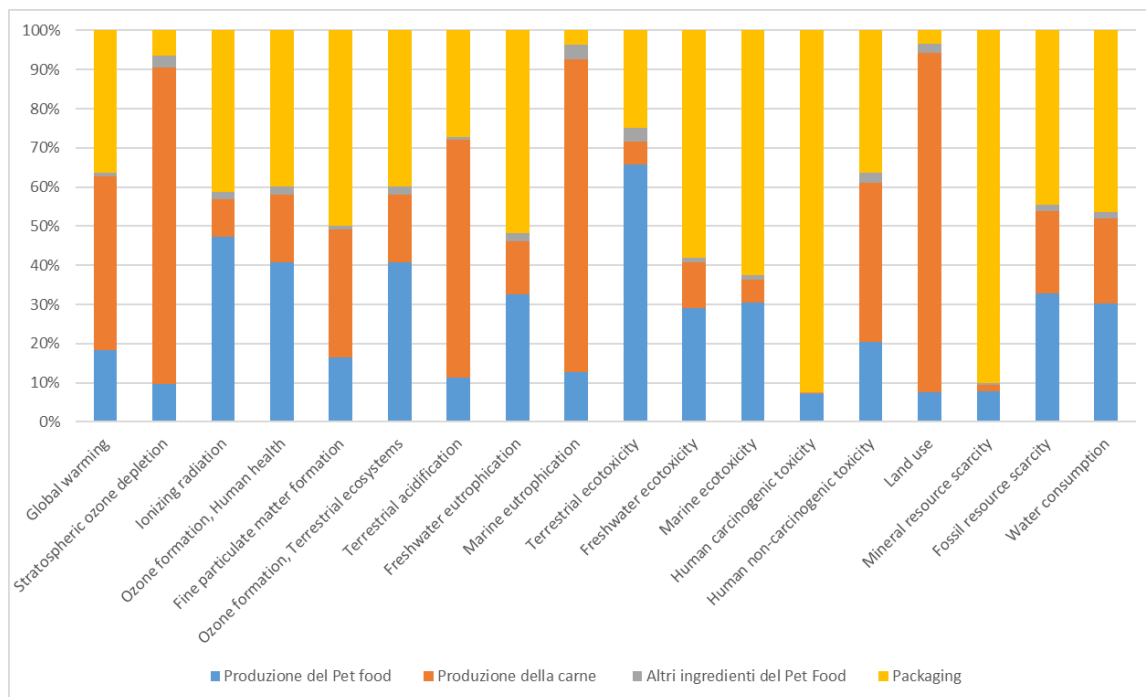


Figura 29 Impatto ambientale della produzione del Pet Food Natura avicolo - Scenario attuale

Come si evince dagli impatti ambientali suddivisi per fasi (Tabella 6-Tabella 8), indipendentemente dalla variante del prodotto, la produzione di carne in media rappresenta un contributo importante per 5 categorie di impatto, vale a dire *Global warming*, *Stratospheric ozone depletion*, *Terrestrial acidification*, *Marine eutrophication* e *Land use*. Al contrario, il materiale di imballaggio contribuisce maggiormente in 4 categorie, quali *Freshwater ecotoxicity*, *Marine ecotoxicity*, *Human carcinogenic toxicity* e *Mineral resource scarcity*. Questi risultati sono strettamente collegati alla produzione di imballaggi primari, ovvero lattine di alluminio. Il processo di produzione di alimenti per animali domestici rappresenta un importante contributo alle *Ionizing radiation* e *Terrestrial ecotoxicity*. Per le restanti categorie, la produzione di carne, la produzione di alimenti per animali domestici e i materiali di imballaggio contribuiscono all'impatto totale quasi nella stessa misura.

Guardando alla categoria di impatto “*Global warming*”, il primo contributo principale in termini di impatto generato è causato dal macro-ciclo di produzione della carne, che rappresenta circa dal 44% (per la variante Natura-pollame) al 59% (per la carne bovina Natura variante) dell'impatto totale. Questo risultato è principalmente a causa delle emissioni di metano causate dalla fermentazione enterica, dalla gestione del letame e

dall'uso di fertilizzanti chimici e organici per la produzione cereali che compongono i mangimi. Nel processo di produzione del *Pet Food*, l'illuminazione, la refrigerazione, il taglio, il riempimento e l'imballaggio richiedono tutti elettricità, mentre la cottura e la sterilizzazione richiedono anche l'uso di vapore. Pertanto, una quantità significativa di energia è richiesta nella produzione di *Pet Food*, il che contribuisce ulteriormente alla categoria "Global Warming".

Impatto ambientale della produzione di paté

I risultati dell'impatto ambientale causato dalla produzione del prodotto Paté tradizionale sono riportati nella Tabella 16 e nella Figura 30.

Tabella 16 Impatto ambientale della produzione del Paté - Scenario attuale

Categoria di Impatto	UDM	Totale	Produzione di carne	Produzione del Pet Food	Altri ingredienti	Packaging
Global warming	kg CO ₂ eq	2.68E+00	1.55E-01	8.42E-01	7.25E-02	1.61E+00
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	2.67E-06	7.37E-07	8.51E-07	5.23E-07	5.58E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	1.34E-01	1.05E-03	7.16E-02	3.40E-03	5.82E-02
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	6.75E-03	1.23E-04	3.23E-03	2.91E-04	3.11E-03
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	5.53E-03	2.28E-04	1.31E-03	1.56E-04	3.84E-03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	6.86E-03	1.26E-04	3.29E-03	2.96E-04	3.16E-03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	1.40E-02	1.64E-03	3.51E-03	6.58E-04	8.15E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.09E-03	1.67E-05	4.07E-04	3.65E-05	6.30E-04
Marine eutrophication	kg N eq	6.90E-04	1.82E-04	2.79E-04	1.48E-04	8.11E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.43E+00	1.31E-01	5.03E+00	3.84E-01	1.88E+00
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	9.41E-02	1.01E-03	3.17E-02	2.55E-03	5.88E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.27E-01	9.16E-04	4.20E-02	2.99E-03	8.09E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.79E-01	3.18E-04	2.74E-02	2.82E-03	3.49E-01
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	1.65E+00	1.15E-01	4.98E-01	1.79E-01	8.56E-01
Land use	m ² a crop eq	3.41E-01	9.54E-02	1.24E-01	6.77E-02	5.39E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	3.20E-02	5.90E-05	2.53E-03	3.15E-04	2.91E-02
Fossil resource scarcity	kg oil eq	5.64E-01	1.34E-02	2.31E-01	1.75E-02	3.03E-01
Water consumption	m ³	5.72E-02	9.46E-04	2.00E-02	6.32E-03	2.99E-02

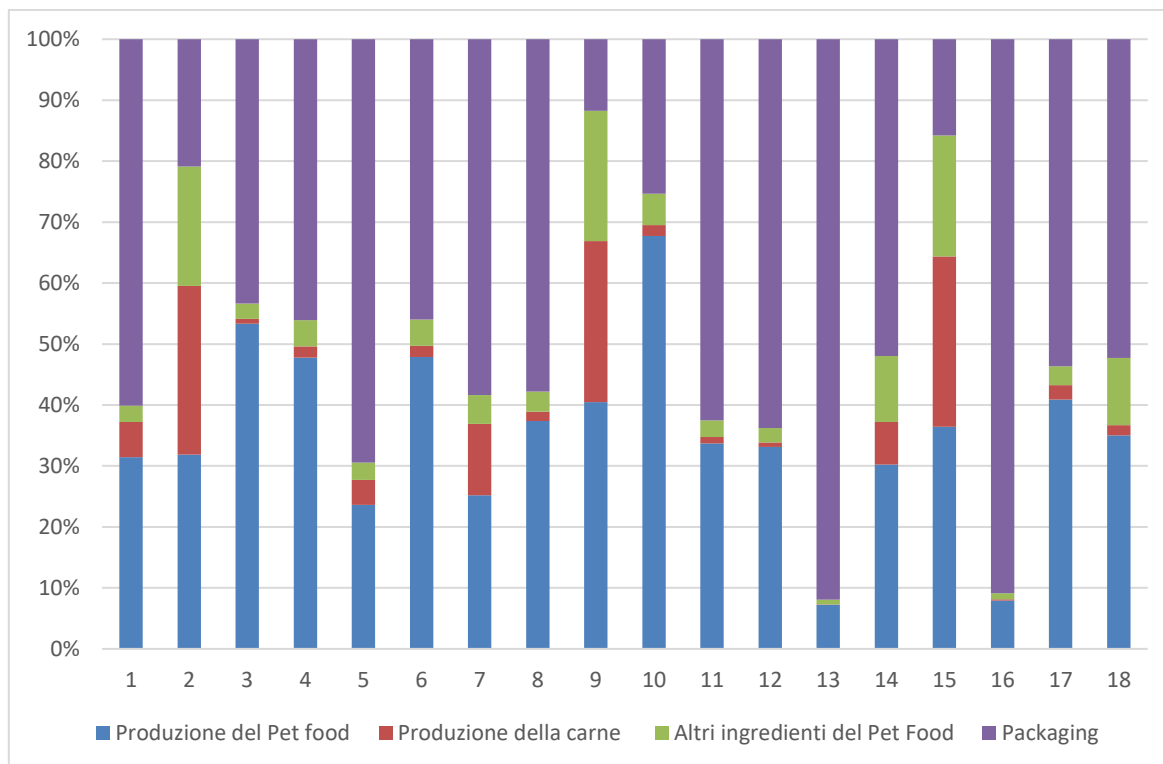


Figura 30 Impatto ambientale della produzione del Patè - Scenario attuale

Come si evince dagli impatti ambientali suddivisi per fasi, i materiali di imballaggio rappresentano un contributo importante per 10 categorie di impatto, ovvero *Global warming*, *Fine particulate matter formation*, *Terrestrial acidification*, *Freshwater eutrophication*, *Marine ecotoxicity*, *Human carcinogenic toxicity*, *Human non-carcinogenic toxicity*, *Land use*, *Fossil resource scarcity* and *Water consumption*. Ancora una volta, questi risultati sono strettamente collegati al processo di produzione degli imballaggi primari. Solo nella *Terrestrial ecotoxicity* il processo di produzione di alimenti per animali domestici rappresenta l'impatto più rilevante. Per le restanti categorie, la produzione di alimenti per animali domestici e la produzione di imballaggi contribuiscono quasi nella stessa misura all'impatto totale.

Gli ingredienti aggiuntivi per alimenti per animali domestici utilizzati per la produzione di carne contribuiscono in modo significativo (8-21%) in sole 4 categorie di impatto, vale a dire *Stratospheric ozone depletion*, *Marine eutrophication*, *Land use*, e *Human non carcinogenic toxicity*.

5.4.3.2 Vantaggi dei nuovi processi di valorizzazione degli scarti alimentari

Impatto ambientale dei nuovi prodotti per alimenti per animali domestici

L'impatto ambientale dei nuovi *Pet Food*, in cui il muscolo o i sottoprodotti della carne sono completamente sostituiti dalla frazione di carne del PFW, sono riportati nelle tabelle 17-18 e nelle Figure 31-32. Come accennato in precedenza, nella valutazione dei benefici del nuovo scenario, non sono stati assegnati impatti alle carni provenienti da PFW. Questo poiché il processo di produzione della carne non rientra nei limiti di sistema di questo scenario, in quanto è completamente sostituito da SC del PFW (ovvero carne di manzo, pollame o maiale confezionate) che hanno un impatto ambientale pari a zero; pertanto, viene effettuata una sola valutazione per il prodotto Natura. Viceversa, l'evitato smaltimento in discarica dei rifiuti solidi urbani di PFW è incluso nella valutazione.

Tabella 17 Vantaggi dei nuovi processi di valorizzazione degli scarti alimentari Pet Food Natura

Categoria di Impatto	UDM	Totale	Produzione Pet Food	Logistica SORT	Altri ingredienti	Packaging	Spacchettamento e selezione	Trolley e box	Disca eviti
Global warming	kg CO ₂ eq	2.06E+00	8.12E-01	9.01E-02	4.23E-02	1.61E+00	4.48E-03	1.03E-03	-5.01I
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	1.67E-06	8.31E-07	6.10E-08	2.53E-07	5.58E-07	2.47E-09	4.09E-10	-3.52I
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	1.29E-01	6.69E-02	2.22E-03	2.51E-03	5.82E-02	7.29E-04	9.37E-05	-1.22I
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	6.62E-03	3.18E-03	2.27E-04	1.62E-04	3.11E-03	7.66E-06	2.61E-06	-6.49I
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	5.20E-03	1.26E-03	8.83E-05	6.80E-05	3.84E-03	5.43E-06	2.32E-06	-6.37I
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	6.73E-03	3.24E-03	2.32E-04	1.65E-04	3.16E-03	7.82E-06	2.77E-06	-6.84I
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	1.18E-02	3.39E-03	2.14E-04	2.35E-04	8.15E-03	1.57E-05	4.30E-06	-1.86I
Freshwater eutrophication	kg P eq	9.94E-04	3.98E-04	9.23E-06	2.76E-05	6.30E-04	7.94E-07	1.66E-06	-7.32I
Marine eutrophication	kg N eq	4.02E-04	2.78E-04	8.19E-07	8.03E-05	8.11E-05	8.12E-06	1.50E-07	-4.69I
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.59E+00	4.97E+00	6.57E-01	2.55E-01	1.88E+00	6.28E-03	7.37E-03	-1.95I
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	9.22E-02	2.95E-02	2.80E-03	1.11E-03	5.88E-02	2.04E-04	2.67E-04	-5.10I
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.25E-01	3.93E-02	3.86E-03	1.59E-03	8.09E-02	2.57E-04	3.74E-04	-8.09I
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.79E-01	2.65E-02	2.17E-03	1.76E-03	3.49E-01	8.41E-05	2.29E-04	-7.29I
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	1.42E+00	4.79E-01	3.84E-02	5.56E-02	8.56E-01	1.62E-03	8.57E-03	-1.87I
Land use	m ² a crop eq	2.19E-01	1.23E-01	2.36E-03	3.96E-02	5.39E-02	7.66E-05	2.48E-05	-6.56I
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	3.15E-02	2.49E-03	1.90E-04	1.62E-04	2.91E-02	9.35E-06	3.48E-05	-4.40I
Fossil resource scarcity	kg oil eq	5.49E-01	2.23E-01	2.71E-02	1.11E-02	3.03E-01	1.33E-03	3.08E-04	-1.65I
Water consumption	m ³	5.06E-02	1.95E-02	3.13E-04	1.11E-03	2.99E-02	3.03E-05	8.75E-06	-1.98I

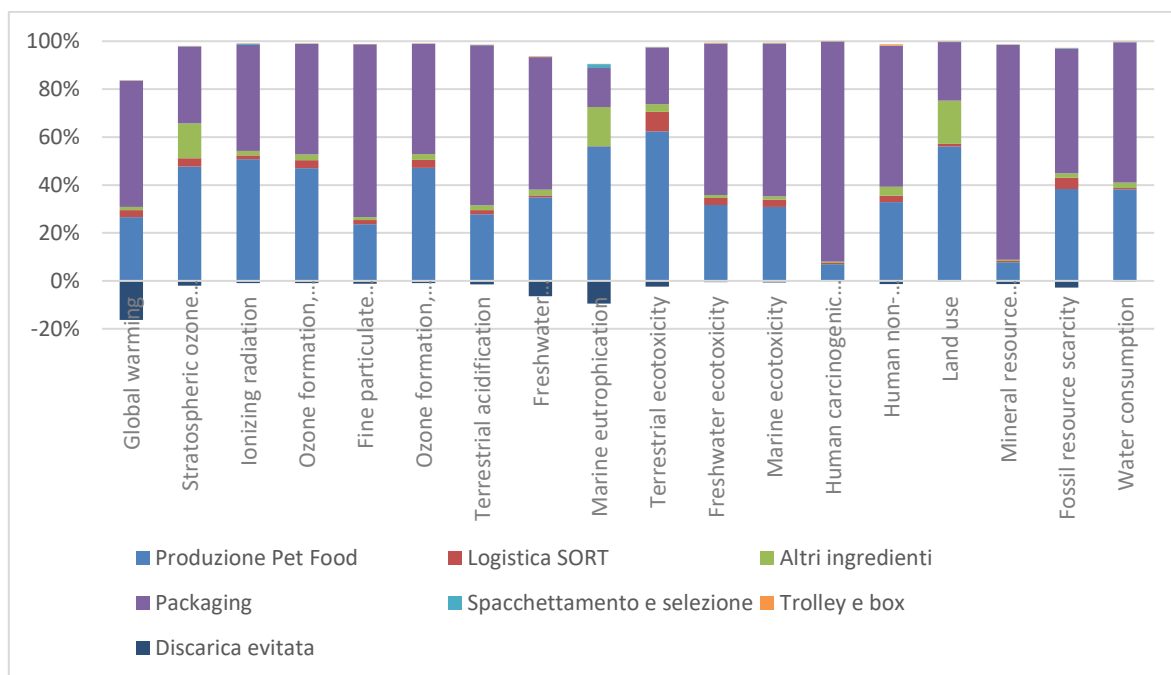


Figura 31 Vantaggi dei nuovi processi di valorizzazione degli scarti alimentari Pet Food Natura

Tabella 18 Vantaggi dei nuovi processi di valorizzazione degli scarti alimentari Pet Food -Paté

Categoria di Impatto	UDM	Totale	Produzione Pet Food	Logistica SORT	Altri ingredienti	Packaging	Spacchettamento e selezione	Trolley e box	Disca evit
Global warming	kg CO ₂ eq	2.12E+00	8.42E-01	9.01E-02	7.25E-02	1.61E+00	4.48E-03	1.03E-03	-5.011
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	1.96E-06	8.51E-07	6.10E-08	5.23E-07	5.58E-07	2.47E-09	4.09E-10	-3.521
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	1.35E-01	7.16E-02	2.22E-03	3.40E-03	5.82E-02	7.29E-04	9.37E-05	-1.221
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	6.80E-03	3.23E-03	2.27E-04	2.91E-04	3.11E-03	7.66E-06	2.61E-06	-6.491
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	5.33E-03	1.31E-03	8.83E-05	1.56E-04	3.84E-03	5.43E-06	2.32E-06	-6.371
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	6.91E-03	3.29E-03	2.32E-04	2.96E-04	3.16E-03	7.82E-06	2.77E-06	-6.841
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	1.24E-02	3.51E-03	2.14E-04	6.58E-04	8.15E-03	1.57E-05	4.30E-06	-1.861
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.01E-03	4.07E-04	9.23E-06	3.65E-05	6.30E-04	7.94E-07	1.66E-06	-7.321
Marine eutrophication	kg N eq	4.70E-04	2.79E-04	8.19E-07	1.48E-04	8.11E-05	8.12E-06	1.50E-07	-4.691
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	7.78E+00	5.03E+00	6.57E-01	3.84E-01	1.88E+00	6.28E-03	7.37E-03	-1.951
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	9.58E-02	3.17E-02	2.80E-03	2.55E-03	5.88E-02	2.04E-04	2.67E-04	-5.101
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	1.30E-01	4.20E-02	3.86E-03	2.99E-03	8.09E-02	2.57E-04	3.74E-04	-8.091
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	3.81E-01	2.74E-02	2.17E-03	2.82E-03	3.49E-01	8.41E-05	2.29E-04	-7.291
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	1.56E+00	4.98E-01	3.84E-02	1.79E-01	8.56E-01	1.62E-03	8.57E-03	-1.871
Land use	m ² a crop eq	2.48E-01	1.24E-01	2.36E-03	6.77E-02	5.39E-02	7.66E-05	2.48E-05	-6.561
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	3.17E-02	2.53E-03	1.90E-04	3.15E-04	2.91E-02	9.35E-06	3.48E-05	-4.401
Fossil resource scarcity	kg oil eq	5.63E-01	2.31E-01	2.71E-02	1.75E-02	3.03E-01	1.33E-03	3.08E-04	-1.651
Water consumption	m ³	5.64E-02	2.00E-02	3.13E-04	6.32E-03	2.99E-02	3.03E-05	8.75E-06	-1.981

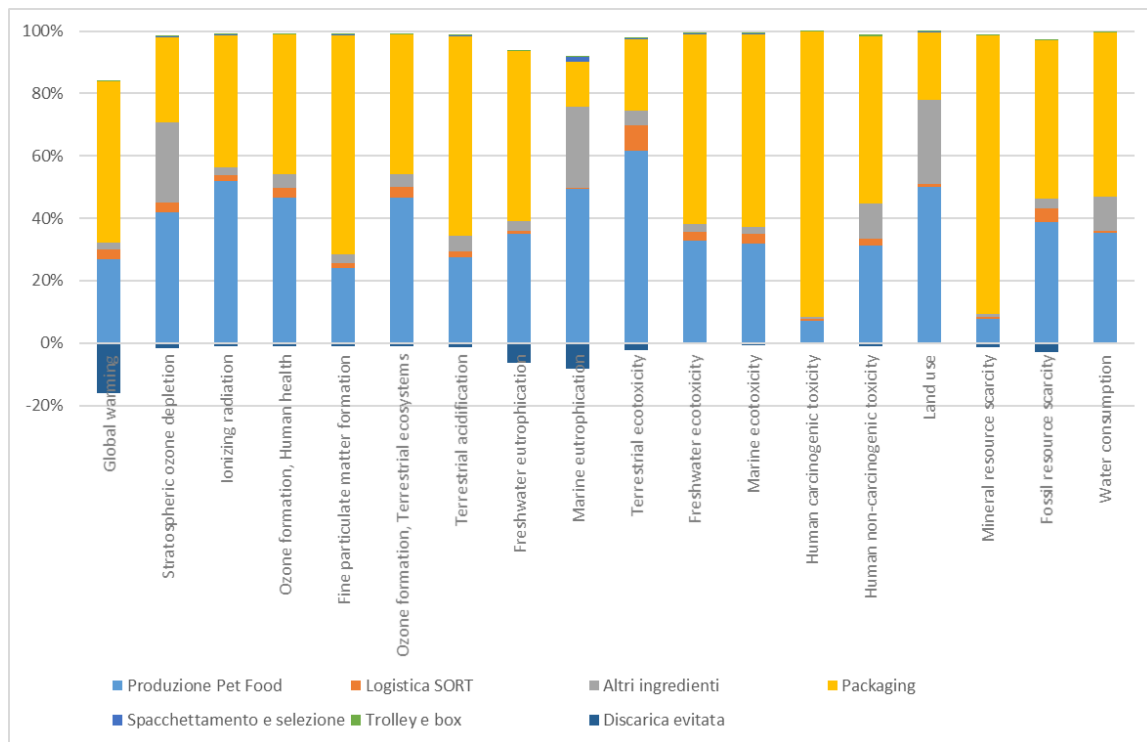


Figura 32 Vantaggi dei nuovi processi di valorizzazione degli scarti alimentari Pet Food -Paté

Come si evince dagli impatti ambientali suddivisi per fasi, per entrambi i prodotti i materiali di imballaggio (ancora una volta, strettamente collegati alla produzione della lattina di alluminio) rappresentano un contributo importante in 11 categorie di impatto, ovvero *Global warming*, *Fine particulate matter formation*, *Terrestrial acidification*, *Freshwater eutrophication*, *Freshwater ecotoxicity*, *Marine ecotoxicity*, *Human carcinogenic toxicity*, *Human non-carcinogenic toxicity*, *Mineral resource scarcity*, *Fossil resource scarcity* e *Water consumption*. In tutte le restanti categorie di impatto (ovvero *Stratospheric ozone depletion*, *Ionizing radiation*, *Ozone formation - Human health*, *Ozone formation - Terrestrial ecosystems*, *Marine eutrophication*, *Terrestrial ecotoxicity* e *Land use*), il processo di produzione di alimenti per animali domestici rappresenta la principale fonte di impatto. I restanti processi contribuiscono all'impatto totale in misura significativamente inferiore. Per essere più precisi, il contributo medio del processo logistico SORT all'impatto totale è inferiore al 3% (si osserva un picco dell'8,7% per *Terrestrial ecotoxicity*), mentre per il disimballaggio e lo smistamento e il carrello e i box è inferiore all'1%. I valori negativi nelle Figure 31 e 32 indicano un beneficio per l'ambiente

e tengono conto, in particolare, dello smaltimento evitato in discarica del PFW, che viene invece utilizzato come input per la produzione di alimenti per animali domestici. Questo impatto evitato genera benefici rilevanti nelle categorie *Global warming*, *Freshwater eutrophication* e *Marine eutrophication*.

Confronto tra i due scenari: linea Natura

I vantaggi del nuovo processo per i prodotti Natura rispetto allo scenario attuale sono stati riportati nella Figura 33, utilizzando gli stessi 18 indicatori di prima.

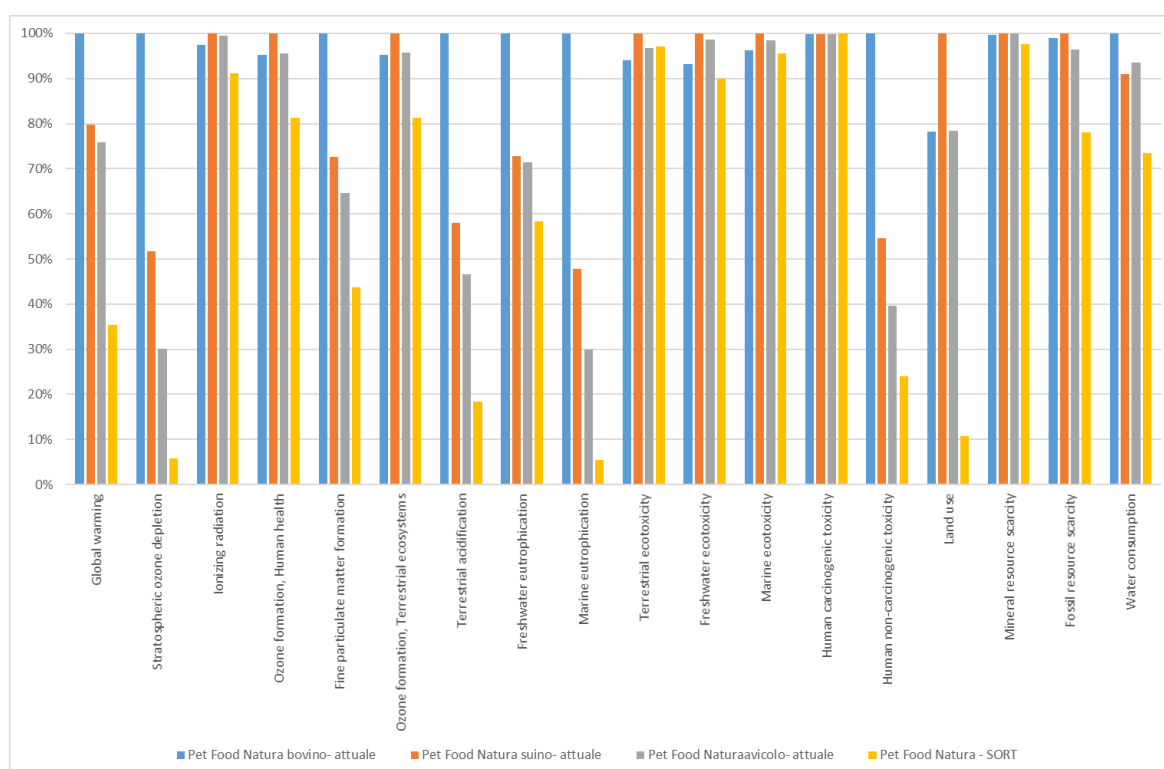


Figura 33 Confronto impatto ambientale Pet Food Natura scenario attuale vs SORT

La Figura 33 mostra che rispetto allo scenario attuale, il nuovo prodotto Natura genera risultati migliori in quasi tutte le categorie di impatto analizzate; l'unica eccezione è la *Human carcinogenic toxicity*, per la quale tuttavia gli impatti degli scenari attuali e nuovi sono molto simili. Fondamentalmente, i benefici ambientali del nuovo processo sono generati dalla fase di allevamento evitata; ciò è dimostrato dal fatto che le categorie in cui l'allevamento rappresentava un contributo importante nell'attuale scenario (Figure 27-31) beneficiano ora di una significativa riduzione dell'impatto ambientale.

Confronto tra lo scenario attuale e SORT: linea Paté

I vantaggi del nuovo processo per la produzione di Paté rispetto allo scenario attuale sono stati riportati in Figura 34, utilizzando gli stessi 18 indicatori di punto medio di prima.

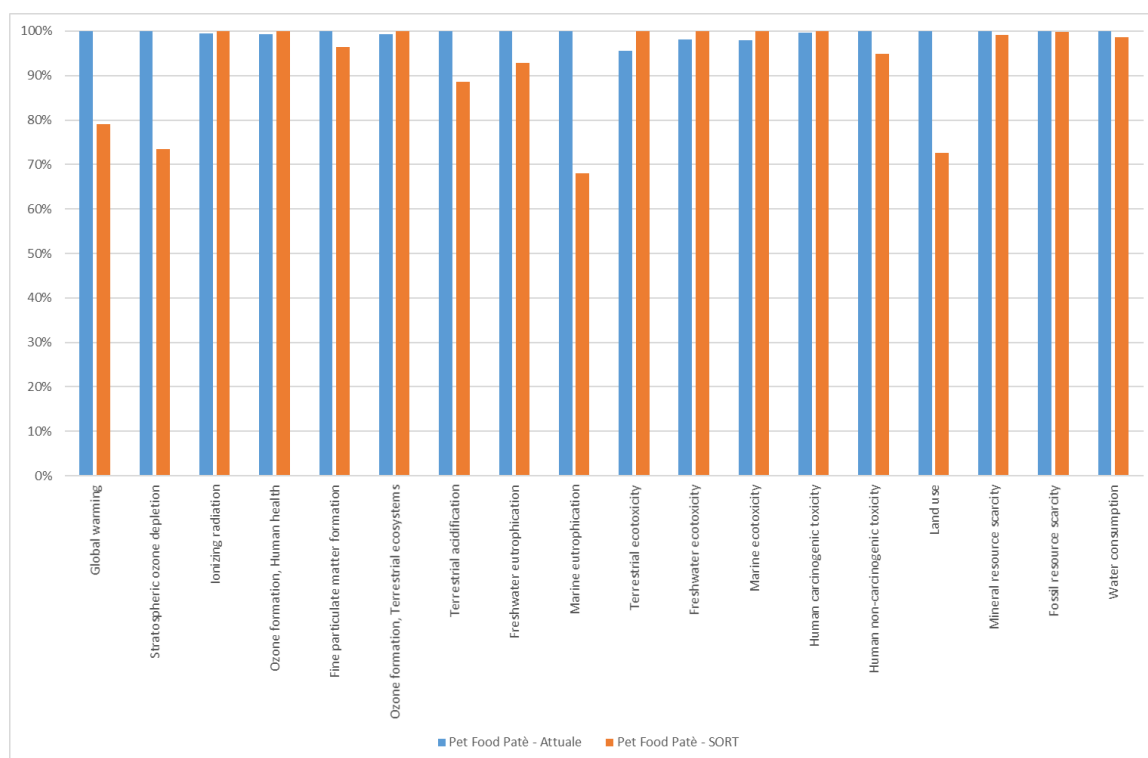


Figura 34 Confronto impatto ambientale Pet Food Paté scenario attuale vs SORT

La Figura 34 mostra che rispetto allo scenario attuale, il nuovo processo genera risultati migliori in 6 categorie di impatto, *Global warming*, *Stratospheric ozone depletion*, *Terrestrial acidification*, *Freshwater eutrophication*, *Marine eutrophication* e *Land use*. Ancora una volta, i benefici ambientali del nuovo processo sono generati dal processo di allevamento evitato. In 4 categorie di impatto, vale a dire i.e. *Fine particulate matter formation*, *Human non-carcinogenic toxicity*, *Fossil resource scarcity* e *Water consumption* l'impatto degli scenari attuali e nuovi è quasi lo stesso, sebbene il nuovo scenario generi un piccolo vantaggio ambientale.

Viceversa, per quanto riguarda le restanti categorie di impatto (ovvero *Terrestrial ecotoxicity*, *Freshwater ecotoxicity*, *Marine ecotoxicity*, *Human carcinogenic toxicity*,

Ionizing radiation, Ozone formation - Human health e Ozone formation - Terrestrial ecosystems), lo scenario attuale sembra essere più ambientale sostenibile, probabilmente a causa delle emissioni connesse alle attività logistiche (trasporto e refrigerazione) del nuovo scenario.

Nel complesso, per il prodotto Paté i vantaggi del nuovo scenario sono più limitati rispetto al prodotto Natura, in quanto la produzione attuale di Paté fa uso di sottoprodotti di carne provenienti da macelli anziché da muscolo di carne. Anche da un punto di vista economico (che non è trattato in questo articolo) il nuovo scenario per la produzione di Paté presenterebbe probabilmente una redditività più limitata rispetto alla produzione Natura.

5.4.4 Conclusioni

Il problema degli sprechi alimentari nella vendita al dettaglio non può più essere sottovalutato, poiché circa 6,6 milioni di tonnellate sono scartati a livello europeo. I prodotti a base di carne rappresentano una quota non trascurabile; questo implica implicazioni sia a livello economico che ambientale. I prodotti a base di carne, infatti, presentano un impatto ambientale significativo (dovuto, in particolare, alle fasi di allevamento e macellazione) e lo spreco di questi prodotti alimentari è un problema enorme dal punto di vista ambientale. Il problema è aggravato dal fatto che la durata di conservazione dei prodotti a base di carne è spesso limitata, poiché la maggior parte di questi prodotti sono freschi e non trasformati.

Sulla base di queste considerazioni, questo articolo ha valutato i benefici ambientali derivanti dall'uso della frazione di carne proveniente dai rifiuti alimentari confezionati per sostituire la carne nella ricetta di alcuni prodotti per l'alimentazione degli animali domestici. A tal fine sono state valutate due linee di prodotti: il prodotto "Natura", che utilizza solo il tessuto muscolare, e il prodotto "Paté", che include un mix di vari tipi di SC provenienti da residui di macellazione. In linea con le differenze nella ricetta, i risultati mostrano che la sostituzione del tessuto muscolare nei prodotti Natura genera benefici molto rilevanti dal punto di vista ambientale, mentre l'uso degli SC per la produzione di Paté genera benefici solo in alcune categorie di impatto. La principale conclusione di questi risultati è che le fasi aggiuntive di raccolta, conservazione, smistamento e disimballaggio dei rifiuti alimentari hanno un impatto limitato sull'ambiente rispetto

all'impatto causato dall'allevamento e dalla macellazione del tessuto muscolare, che è particolarmente rilevante nel caso di carne bovina richiesta per il prodotto Natura. Nel caso di Paté, l'attuale uso di sottoprodotti provenienti dai macelli ha un effetto piuttosto limitato sull'impatto ambientale di questi prodotti. Considerazioni simili potrebbero probabilmente valere per la redditività economica, che non è stata trattata in questo articolo ma potrebbe rappresentare un'attività di ricerca futura adatta.

6 IMPATTO AMBIENTALE DI UN NUOVO PROCESSO INDUSTRIALE PER IL RECUPERO E VALORIZZAZIONE DEI MATERIALI DI IMBALLAGGIO DERIVATI DA RIFIUTI ALIMENTARI CONFEZIONATI

In Italia, la maggior parte degli alimenti confezionati che vengono scartati durante la fase di distribuzione e vendita al dettaglio vengono smaltiti in discarica, a causa dell'assenza di un sistema di selezione in grado di separare gli alimenti dagli imballaggi.

Un nuovo processo sperimentale, qui presentato, ha lo scopo di raccogliere i rifiuti alimentari confezionati dai supermercati trasferendoli nei centri di distribuzione e quindi in una struttura di smistamento in cui il cibo viene separato dal suo imballaggio. I materiali di imballaggio selezionati vengono quindi inviati a specifici centri di riciclaggio o recupero energetico, il che significa che solo una piccola quantità di materiale di imballaggio viene smaltito in discarica.

In questo studio, le prestazioni ambientali di questo processo innovativo vengono confrontate con gli impatti generati dallo smaltimento in discarica utilizzando la metodologia Life Cycle Assessment (LCA). A tale scopo sono stati raccolti dati per l'anno 2015 in Emilia-Romagna (Italia); in questa regione, circa 14.600 tonnellate di cibo vengono sprecate ogni anno nel canale di vendita al dettaglio. L'LCA viene eseguita utilizzando il metodo *ReCiPe*; i dati primari sono stati misurati direttamente, mentre i dati secondari provengono da database di letteratura e EcoInvent 3.3. Sono state condotte tre analisi di sensibilità per valutare i risultati quando variavano le distanze percorse durante la fase di trasporto, la composizione dei rifiuti di imballaggio o l'EOL tipica del paese in cui viene eseguita l'analisi.

Nel complesso, i risultati mostrano che lo scenario innovativo è più rispettoso dell'ambiente di quello attualmente in uso. Tenendo conto degli impatti evitati, l'impatto ambientale si è rivelato negativo in tutte le categorie, suggerendo un effetto benefico sull'ambiente.

6.1 Descrizione del sistema analizzato

Lo spreco alimentare (FW) generato attraverso la catena del valore alimentare (FVC) si rivela uno dei maggiori problemi relativi alla produzione alimentare. Nel 2011, l'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura (FAO) ha stimato la perdita di oltre un terzo del cibo prodotto (circa 1,3 miliardi di tonnellate) (Gustavsson et al. 2011; FAO, 2013a, b). Il cibo viene sprecato in tutta la FVC, dalla produzione primaria alla fase d'uso (WRAP, 2007a, b; Fredriksen et al. 2010; European Commission, 2015).

L'imballaggio è una parte fondamentale di qualsiasi alimento, poiché è fondamentale garantire che le sue proprietà organolettiche e igieniche siano preservate; inoltre, garantisce protezione e conservazione della qualità degli alimenti e quindi può contribuire a ridurre il FW (Bertoluci et al. 2014). Il volume globale di materiali di imballaggio fabbricati e smaltiti ogni giorno ha portato molti ricercatori ad affrontare il problema dell'impatto ambientale, in particolare nel settore alimentare (Vermeulen et al. 2012). Dal 1990 sono stati condotti numerosi studi con l'obiettivo di stimare l'impatto dei materiali di imballaggio nel settore alimentare e individuare la migliore opzione di valorizzazione per quanto riguarda il fine vita. Ultimamente, Manfredi e Vignali (2014) hanno dimostrato che l'imballaggio in vetro è la principale causa di impatto ambientale generato dalla produzione di passata di pomodoro, mentre Bertolini et al. (2016) e Manfredi e Vignali (2015) hanno analizzato gli impatti di diversi materiali di imballaggio utilizzati rispettivamente per latte e bevande in generale. Negli ultimi anni, diversi studi hanno dimostrato che l'estensione della durata di conservazione degli alimenti mediante una soluzione di confezionamento migliorata potrebbe ridurre l'impatto ambientale dell'intero alimento confezionato, agendo principalmente sulla riduzione del FW ad esso associato (Williams and Wikström, 2011; Grönman et al. 2013; Wikström et al. 2014; Manfredi et al. 2015).

L'impatto ambientale del trattamento del FW è stato ampiamente studiato utilizzando il metodo Life Cycle Assessment (LCA). In questo studio, tuttavia, ci concentriamo sulla questione specifica della valorizzazione della frazione di imballaggio dei rifiuti alimentari confezionati (PFW), vale a dire il cibo confezionato scartato nei negozi al dettaglio. "Valorizzazione" indica qualsiasi opzione in cui il materiale di imballaggio non viene smaltito in discarica, secondo le linee guida della Commissione europea (2008). Il

problema principale associato a PFW consiste nell'impossibilità di recuperare il suo materiale di imballaggio, separandolo dal cibo sprecato. Di conseguenza, attualmente tutto il PFW raccolto durante le fasi di vendita al dettaglio e distribuzione viene quindi inviato in discarica o incenerito (Garcia-Garcia et al. 2015).

Sulla base di queste premesse, questo studio mira a esplorare diverse opzioni di valorizzazione per gli imballaggi primari derivanti da alimenti confezionati sprecati nei negozi al dettaglio. In particolare, mostrerà come un processo innovativo (progetto SORT), costituito da un adeguato sistema di raccolta e smistamento per PFW, possa essere un'efficace opzione di valorizzazione dal punto di vista ambientale. L'obiettivo di questo studio, che è supportato dalla metodologia LCA, è valutare le prestazioni ambientali di questo nuovo processo per i materiali di imballaggio rispetto a quello attuale (ovvero lo smaltimento in discarica). Questa analisi si focalizza solamente sulla valorizzazione del packaging e quindi la matrice alimentare risulta essere fuori dai confini del sistema.

Questo paragrafo è così organizzato; la prima parte si concentra su un'analisi dettagliata della letteratura specializzata sulla valorizzazione dell'EOL del PFW e dei materiali di imballaggio in modo tale da scegliere la migliore opzione di fine vita per ciascun materiale di confezionamento. Successivamente è stata effettuata la valutazione dell'impatto ambientale considerando lo scenario attuale e confrontandolo con quello innovativo reso possibile grazie al progetto SORT. Viene quindi eseguita un'analisi di sensibilità per mostrare come diversi parametri potrebbero influenzare i risultati finali. Infine, la sezione delle conclusioni riassume i principali risultati di questo lavoro e sottolinea le attività che possono essere svolte in futuro per affinare o rendere più completa questa analisi.

6.1.1 Analisi della letteratura

È stata effettuata una revisione della letteratura specializzata sulla valorizzazione dei materiali di imballaggio al fine di selezionare la migliore opzione di fine vita (riciclaggio, riuso, termovalorizzazione ecc.) per cada materiale. La ricerca è stata effettuata con l'ausilio del database *Scopus*, fornito da *Elsevier*.

Valorizzazione dell'EOL degli imballaggi

Poiché l'analisi LCA si concentra sulla valorizzazione dei materiali di imballaggio separati da FW, questa sezione esamina gli studi relativi alle opzioni di valorizzazione di EOL di diversi materiali di imballaggio. La Tabella 1 riassume alcune delle principali opere relative alla valorizzazione dei materiali di imballaggio, che copre un periodo che va dal 2008 al 2018.

Tabella 19 Lista degli studi LCA sulla valorizzazione del packaging

Reference	Stato Fine vita	Tipologia di packaging analizzato						
		Carta	Plastica	Multimate riale	Vetro	Alluminio	Ferro e acciaio	
Al-Maadetetal.(2012)	Qatar		x					Riciclaggio
Almeidaetal.(2017)	Brasile		x		x	x		Riciclaggio, riuso
Arenaetal.(2017)	UK						x	Riciclaggio
Damgaardetal.(2009)	Danimarca					x	x	Riciclaggio
DetzelandMönckert(2009)	Germania					x		Riciclaggio
Fallahetal.(2009)	Iran	x	x		x	x	x	Discarica, Riciclaggio, incenerimento compostaggio
Ferrãoetal.(2014)	Portogallo	x	x	x	x	x	x	Riciclaggio; incenerimento, compostaggio, discarica
Ferreiraetal.(2014)	Portogallo	x	x		x	x	x	Riciclaggio; incineration; landfilling
Gattietal.(2008)	Brasile			x				Riciclaggio
Ghineaetal.(2014)	Romania	x						Riciclaggio
Giuglianoetal.(2011)	Italia	x	x		x		x	Riciclaggio; incenerimento
Guetal.(2017)	Cina		x					Riciclaggio
Hopewelletal.(2009)	UK/UE (revisione)		x					Riciclaggio; incenerimento, compostaggio, discarica
James(2012)	UK	x						Riciclaggio
Kulczyckaetal.(2015)	Polonia	x	x		x	x	x	Riciclaggio; incenerimento, discarica
Larsenetetal.(2009)	Danimarca				x			Riciclaggio
Laurentetal.(2014)	Review	x	x	x	x	x	x	Riciclaggio; incenerimento, discarica
Maliketal.(2017)	India (revisione)		x					Riciclaggio
Merrildetal.(2008)	Europa	x		x				Riciclaggio; incenerimento
Meylanetal.(2015)	Svizzera				x			Riciclaggio
Mouradetal.(2008)	Brasile			x				Riciclaggio
Nieroetal.(2016)	Danimarca					x		Riciclaggio
ParkandGupta(2015)	Hawaii		x					Riciclaggio; incenerimento
Pasqualinoetal.(2011)	Spagna		x	x	x	x		Riciclaggio; incenerimento, discarica
Rigamontieta.(2009)	Italia	x	x		x	x	x	Riciclaggio; incenerimento
Rigamontieta.(2014)	Italia		x					Riciclaggio
Rochatetal.(2013)	Colombia		x					Riciclaggio
Romero-Hernándezetal.(2009)	Messico		x					Riciclaggio; discarica
Schmidtetetal.(2007)	Danimarca	x						Riciclaggio; incenerimento, discarica
Tonioloetal.(2013)	Italia		x	x				Riciclaggio; incenerimento, compostaggio, discarica
VillanuevaandWenzel(2007)	Europa (revisione)	x						Riciclaggio; incenerimento, discarica
Xieetal.(2013)	Cina			x				Riciclaggio; incenerimento, compostaggio, discarica;
Xieetal.(2016)	Cina Recycling			x				

Gli articoli sono stati selezionati eseguendo una ricerca con la seguente serie di parole chiave: "packaging" e "end of life". Questa ricerca ha restituito 169 articoli e 31 di questi sono risultati strettamente correlati alla gestione EOL dei materiali di imballaggio.

Secondo Luciardello (2017), la sostenibilità del packaging alimentare può essere raggiunta in tre diversi livelli: (1) a livello di materie prime, utilizzando materiali riciclati e risorse rinnovabili; (2) a livello di produzione, utilizzando processi più efficienti dal punto di vista energetico; (3) a livello di gestione dei rifiuti, riutilizzando, riciclando e biodegradando. Questo documento si concentra quindi sui punti 1 e 3, analizzando i seguenti materiali:

Plastica: il riciclaggio è la soluzione meno impattante per la gestione dei rifiuti polimerici (polietilene (PE), polietilene tereftalato (PET), polipropilene (PP), ecc.), poiché ha un impatto ambientale inferiore alle altre opzioni di smaltimento in diverse categorie di impatto che vanno dal *global warming* agli indicatori di tossicità umana (Al-Maaded et al. 2012). I principali benefici derivano dalla produzione evitata di plastica vergine, come confermato dagli articoli più recenti in questo campo (Gu et al. 2017; Malik et al. 2017).

Carta: secondo la letteratura specializzata, l'opzione peggiore per la gestione dei rifiuti di carta e cartone è la discarica, in particolare se si considera l'impatto sul *global warming* e sulla domanda di energia. Il confronto tra riciclaggio e termovalorizzazione è più complesso. Se consideriamo solo la domanda di energia e il consumo di acqua, il riciclaggio è preferibile alla termovalorizzazione, ma sono comparabili se consideriamo il *global warming*. Rispetto alle discariche, il principale vantaggio della termovalorizzazione è la sostituzione dei combustibili fossili, mentre gli inceneritori forniscono calore ed elettricità. Per il riciclaggio, il vantaggio sono le risorse di legno risparmiate, che possono essere utilizzate per la produzione di carta o per la produzione di energia, ovvero da combustibile rinnovabile, che non contribuisce al *global warming* (Merrildet al. 2008).

Vetro: la letteratura relativa al trattamento dei rifiuti di vetro è limitata. Una possibile ragione è che l'energia necessaria per trattare i rifiuti di vetro è relativamente bassa e quindi il riciclaggio del vetro si rivela quasi sempre un'opzione migliore rispetto alle discariche per quanto riguarda l'impatto ambientale. Il riutilizzo dopo la pulizia potrebbe essere un'opzione per questo materiale in caso di bottiglie o contenitori; tuttavia, tale scenario potrebbe essere redditizio solo in presenza di un sistema di logistica inversa per il recupero del vetro e nel caso in cui vengano utilizzati detergenti adeguati, in modo da garantire un riutilizzo sicuro (Al-meidaetal., 2017). Anche il recupero di energia dal vetro non è possibile, e quindi il riciclaggio è il metodo di trattamento preferito (Larsenet al., 2009).

Alluminio, ferro e acciaio: la letteratura sul trattamento dei rifiuti metallici mostra che i sistemi di riciclaggio riducono considerevolmente tutti gli impatti ambientali, rispetto alla termovalorizzazione e allo smaltimento in discarica. Il motivo principale del riciclo dei metalli (sia ferroso che non ferroso) è che la produzione di metallo vergine richiede un'elevata intensità energetica. Il riciclaggio dei rottami metallici richiede molta meno

energia; ad esempio, il riciclaggio dell'alluminio utilizza solo il 5% dell'energia utilizzata per produrre materiale vergine (Damgaard et al. 2009).

Imballaggi multimateriale (PE, alluminio e cartone): la letteratura sul trattamento dei rifiuti di imballaggi compositi è limitata; tuttavia, i risultati disponibili confermano che i trattamenti dei rifiuti di imballaggio composito che incidono maggiormente sull'ambiente sono, nell'ordine: smaltimento delle discariche, termovalorizzazione e riciclaggio. Inoltre, queste ultime due tecniche mostrano effetti benefici generali sull'ambiente. Il riciclaggio è l'opzione migliore per il risparmio energetico, mentre la termovalorizzazione è l'opzione migliore per la riduzione delle emissioni (Xie et al. 2016).

6.2 Definizione degli obiettivi

La metodologia LCA è stata applicata secondo i principi e i requisiti previsti dalle norme (ISO 14044, 2006). Il software LCA SimaPro versione 8.3 è stato utilizzato per supportare la valutazione.

Lo scopo di questo lavoro è di confrontare gli impatti ambientali di un processo EOL che utilizza un nuovo sistema di selezione per i materiali di imballaggio derivati dal PFW con quelli di un sistema di smaltimento tradizionale per il PFW (in cui i prodotti alimentari confezionati vengono smaltiti in discarica), utilizzando la tecnica LCA. I due scenari considerati si riferiscono ai dati sullo spreco alimentare raccolti nel 2015 nella regione Emilia-Romagna (Nord Italia).

6.2.1 Unità funzionale

L'unità funzionale fornisce un'unità di riferimento per la quale i dati di inventario sono normalizzati (ISO14040, 2006). I dati relativi alla quantità di alimenti confezionati scartati sono stati ottenuti mediante contatti diretti con 63 negozi al dettaglio di varie dimensioni (6 ipermercati, 26 supermercati e 31 minimarket) distribuiti in Emilia-Romagna. I negozi al dettaglio coinvolti nel progetto SORT sono stati intervistati tra giugno e luglio 2016. Sulla base delle interviste, è stato valutato che i rivenditori della regione hanno sprecato circa 14.600 tonnellate di alimenti confezionati nel 2015. Una quota di 300 tonnellate/anno è stata rimossa da questo importo, in quanto corrisponde alla quantità di cibo sprecato donato a scopi di beneficenza nella regione Emilia-Romagna. Questo importo è stato stimato a partire da un valore nazionale di 4103 tonnellate/anno.

Sulla base dei dati raccolti, gli alimenti sprecati nei negozi al dettaglio possono essere classificati nei seguenti gruppi: prodotti da forno (14,69%), caffè (0,09%), bevande (0,25%), pesce (0,68%), alimenti congelati (0,13%), carne (27,63%), latte e prodotti lattiero-caseari (29,35%), pasta (3,05%), cibi pronti (3,39%), salame (2,34%), salse (0,56%), frutta e verdura (9,38%), altro (8,46%). Sempre sulla base dei dati raccolti, si stima che il peso medio del PFW rappresenti circa 0,5 kg. Secondo lo studio sul campo condotto da UKRAP (2007b) nel Regno Unito, gli imballaggi primari rappresentano il **13,8% in peso** (in media) del prodotto alimentare confezionato donato in beneficenza per il consumo umano nel 2011; WRAP ha stimato infatti che su 5800 tonnellate di alimenti confezionati donati circa 800 tonnellate siano costituite da packaging. Applicando lo stesso rapporto, abbiamo stimato che il 13,8% di 14.300 tonnellate di PFW, ovvero 1973 tonnellate, sono costituite da materiale da imballaggio sprecato insieme ai prodotti alimentari scartati. Pertanto, l'unità funzionale di tutto lo scenario analizzato è 1973 tonnellate di rifiuti di imballaggio, che secondo i dati forniti da FISE UNIRE & Fondazione per lo sviluppo sostenibile (2016) possono essere stimati in:

- Materie plastiche, che rappresentano il 29,82% della quantità totale di rifiuti e includono:
 - PE (13,92%);
 - PET (7,14%);
 - Altre materie plastiche come PP, PS e PVC (8,76%);
- Materiali a base di carta che rappresentano il 29,79% della quantità complessiva di rifiuti;
- Vetro (26,24%)
- Alluminio (1,35%)
- Ferro e acciaio (9,65%);
- Imballaggio composito (3,10%).

Per il nuovo scenario, sono stati valutati numerosi trattamenti di EOL per i diversi materiali di imballaggio considerando il reale scenario della fine vita degli imballaggi italiani (sistemi di riciclaggio, recupero o discarica) negli anni 2014-2015. A tal fine, come definito in specifici consorzi italiani, la quantità di ciascun materiale di imballaggio separato dai rifiuti alimentari è stata divisa in tre diverse destinazioni EOL, come mostrato nella Tabella 20.

Tabella 20 Destinazione delle frazioni di packaging separate dal FW in Emilia-Romagna

Tipologia di packaging	Riciclaggio[ton]	Termovalorizzazione [ton]	Discarica [ton]	Totale [ton]
PE (COREPLA,2015)	112.9	118.4	44.0	275.4
PET (COREPLA,2015)	57.8	60.6	22.5	140.9
Altre plastiche (COREPLA,2015)	70.9	74.3	27.7	172.9
Carta (COMIECO,2016)	470.2	52.9	64.7	587.8
Vetro (COREVE,2016)	367.6	0.0	150.2	517.8
Alluminio (CIAL,2016)	18.7	1.5	6.5	26.7
Multimateriale (TetraPak,2016)	14.4	28.7	18	61.1
Ferro e acciaio (ConsortioRicerca,2016)	139.8	0.0	50.7	190.5

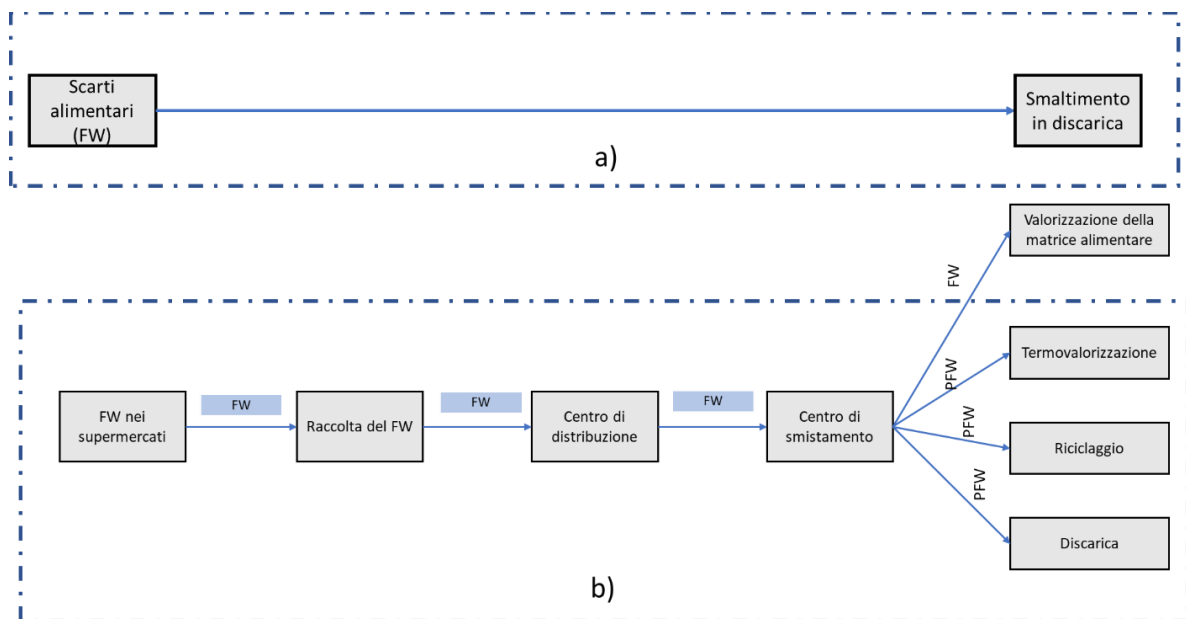


Figura 35 Confini del sistema: a) scenario attuale ; b) scenario SORT

6.2.2 Confini del sistema

Il caso studio esaminato in questo studio riguarda i prodotti alimentari confezionati sprecati nei sistemi di vendita al dettaglio e di distribuzione in Emilia-Romagna. In questa analisi si tiene conto solo dell'imballaggio primario che può essere separato dall'FW (Fig.35). Le opzioni di valorizzazione del FW (matrice organica) separate sono in fase di valutazione o valutate in altri studi (ad es. Mosna et al. 2016) e non sono trattate qui.

Nello scenario attuale, il PFW viene raccolto dai negozi al dettaglio e durante la fase di distribuzione, trasportato e smaltito in discarica; questo è l'attuale EOL degli alimenti confezionati sprecati nella vendita al dettaglio, come dedotto dall'analisi dei negozi al dettaglio (Fig. 5). Nel nuovo processo (Fig. 6), il PFW sarà preliminarmente suddiviso in cinque famiglie di prodotti (vale a dire fragile, non fragile, refrigerato, non refrigerato e altro), per garantirne il trasporto sicuro. Il raggruppamento dei prodotti sarà effettuato all'interno dei negozi e supportato da un carrello intelligente, che fornisce assistenza agli operatori per separare il PFW. Per questo studio, è stato stabilito che 930 dei 1557 negozi al dettaglio dell'Emilia-Romagna saranno dotati di carrelli intelligenti con cinque box (600 * 400 * 400 mm ciascuno), una per ogni famiglia di prodotti, in grado di raccogliere un massimo di 70 l di PFW per box. Più precisamente, i carrelli saranno utilizzati solo negli ipermercati e nei supermercati, dove la quantità giornaliera di PFW è maggiore e può essere separata in box diversi. I negozi al dettaglio più piccoli raccoglieranno l'intera quantità di PFW in un box unico con la stessa capacità di quelli utilizzati nel carrello. Tutte i box saranno caricati su camion specifici, che li consegneranno ai centri di distribuzione con una cadenza di 4 giorni. Il PFW verrà quindi spedito ogni 4 giorni dai centri di distribuzione a un centro di smistamento centralizzato, dove i prodotti verranno separati in gruppi omogenei e raccolti in contenitori diversi (Fig.4). Tale selezione è supportata da uno scanner in grado di leggere i codici a barre e identificare gli articoli utilizzando la tecnologia ViPRR (riconoscimento di oggetti visivi), con una capacità di scansione media di 100 prodotti al minuto e un'efficienza vicina al 99,5% (Fig. 4). Lo scanner del portale è in grado di leggere il codice EAN13 di ciascun articolo, che identifica in modo univoco i prodotti confezionati. Il codice EAN13 di ogni alimento viene quindi utilizzato come chiave primaria per accedere a un database in cui sono memorizzati tutti i dati relativi all'alimento (ad es. ingredienti, valori nutrizionali e tipi di materiali di imballaggio). La selezione viene effettuata in base all'imballaggio e alle caratteristiche del prodotto: più precisamente, il PFW sarà raggruppato in funzione della valorizzazione EOL più adatta, considerando sia l'opzione di spreco alimentare (riutilizzo per alimenti per animali domestici, per l'alimentazione degli animali o per produzione di biogas) e l'opzione del materiale di imballaggio (riciclaggio, recupero di energia e discarica).

Sulla base di questi criteri, sono stati identificati 6 diversi gruppi di prodotti:

- (1) prodotti a base di carne e pesce, confezionati in vassoi polimerici (destinazione dell'alimento per animali domestici e raccolta degli imballaggi);
- (2) pane, pasta e biscotti secchi (destinazione dell'alimentazione animale e raccolta degli imballaggi);
- (3) prodotti ortofrutticoli (destinazione dell'alimentazione animale dopo l'essiccazione e la raccolta dell'imballaggio);
- (4) acqua, alcolici, bevande e bevande con confezioni con tappo a vite (solo raccolta di imballaggi);
- (5) latte con confezioni con tappo a vite (ritorno alle aziende dopo l'essiccazione e la raccolta dell'imballaggio);
- (6) altri prodotti alimentari (produzione di alimenti per animali o biogas e raccolta degli imballaggi).

Il PFW di ciascun gruppo verrà successivamente trasferito in tre macchine per la separazione degli imballaggi per alimenti in grado di separare la frazione organica dal suo imballaggio. Per i prodotti alimentari solidi (cluster 2, 3 e 6), le tecnologie di disimballaggio sono attualmente disponibili sul mercato (ad esempio il separatore Atritor Turbo TS2096; Atritor, 2017) e fanno uso di processi meccanici di base, come compressione, triturazione e agitazione per separare il contenuto della confezione (Mosna et al. 2016). Una macchina di separazione può essere alimentata fino a cinque tonnellate all'ora di PFW ed è in grado di separare il FW secco e umido con un'efficienza stimata fino al 99% nel recupero del prodotto. In questo caso, i materiali di imballaggio sono ridotti a scaglie, che potrebbero essere valorizzati solo attraverso il riciclaggio o il recupero di energia. Il riutilizzo non sarà un'opzione valida utilizzando questa apparecchiatura e, in ogni caso, non sarebbe la migliore valorizzazione dell'EOL per i materiali trattati. Dopo la separazione, le frazioni alimentari e di imballaggio potrebbero essere leggermente contaminate l'una dall'altra; tuttavia, il livello di contaminazione è basso e accettabile per la valorizzazione come mangime per animali o biomassa dei rifiuti alimentari e per una destinazione non alimentare dei materiali di imballaggio riciclati. Dopo ogni trattamento, la macchina viene completamente pulita per mezzo di un sistema automatico *Cleaning In Place* (CIP). Per alimenti liquidi (cluster 4 e 5) è stata progettata una nuova macchina di separazione; la macchina svita il tappo, gira la bottiglia e la svuota.

Gli alimenti liquidi verranno raccolti in vasche, mentre gli imballaggi vuoti in grandi contenitori. Per i prodotti a base di carne e pesce (gruppo 1), è stata progettata una macchina specifica in grado di tagliare gli imballaggi senza danneggiare il cibo. I vassoi polimerici e il film superiore vengono tagliati sul lato corto della confezione e quindi afferrati sul lato opposto da un robot antropomorfo. Spostando il vassoio, il robot lascerà cadere il cibo all'interno di un bidone e metterà i materiali di imballaggio in un contenitore diverso. È essenziale che il cibo sia mantenuto intatto per la sua valorizzazione in alimenti per animali domestici di alto valore.

Tutti i materiali di imballaggio separati verranno quindi inviati a destinazioni di EOL specifiche, quali termovalorizzazione, riciclaggio e discarica. Per coerenza con lo scenario attuale, la quantità di cibo sprecato recuperato viene nuovamente esclusa dall'analisi. I confini del sistema per la valorizzazione dei materiali di imballaggio nel nuovo scenario sono visibili in Fig. 6.

6.3 Analisi d' inventario

In questo passaggio, sono state stabilite le fasi, che sono state introdotte o evitate nel nuovo scenario. Gli impatti evitati sono i seguenti: (i) trasporto dei materiali verso le discariche; (ii) smaltimento del prodotto in discarica; (iii) parziale produzione di materiale vergine e riciclato (tenendo conto del mix di mercato e dell'efficienza dei materiali analizzati, cfr. Tabella 3); e (iv) la produzione di elettricità, con un'efficienza stimata del 25% (i fattori di conversione per i materiali analizzati sono stati estratti dalla letteratura, vedi Tabella 4).

Al contrario, gli impatti che sono stati introdotti sono: (i) raccolta del PFW; (ii) trasporto del PFW dai negozi al dettaglio ai centri di distribuzione; (iii) trasporto del PFW dai centri di distribuzione al centro di smistamento; (iv) il processo industriale per la selezione, il disimballaggio e la divisione del cibo dal PFW; (v) la spedizione dei materiali di imballaggio separati dal centro di smistamento alle destinazioni EOL; (vi) l'uso di acqua e altre sostanze e le emissioni relative ai processi di selezione, separazione e riciclaggio, termovalorizzazione e discarica.

Tutti i dati primari relativi alla quantità di PFW durante la fase di distribuzione e nei negozi al dettaglio sono stati raccolti tramite questionari e interviste personali e si riferiscono all'anno 2015. Il database EcoInvent v3.3 (Moreno Ruiz et al. 2016) e dati da

letteratura specializzata o consorzi italiani sono stati utilizzati come dati secondari considerando quelli relativi alla situazione italiana o europea.

Tabella 21 Processi di riciclaggio (Vitale et al. 2018)

Packaging material	Recycling process			Market composition			Impact		
	Recycled product	Efficiency	Data source	Avoided product	Amount of recycled material (%)	Amount of virgin material (%)	Data source	REC/VIR ^a	Data source
Paper	Corrugated board, from recycling fibres	0.860	Ferreira et al. (2014)	Sulphate pulp	29%	71%	Gala et al. (2015), calculated from CEPI (2010)	0.9	Gala et al. (2015)
Composite packaging	Recycled paper and unseparated Al/PE	0.600	Xie et al.(2013)	Sulphate pulp	43%	57%	Gala et al. (2015), calculated from CEPI (2010)	0.806	Mungcharoen et al. (2010)
PET	PET granulate	0.755	Rigamonti et al. (2014)	PET granulate	13%	87%	Recycling Today (2017)	0.33	Malik et al. (2017)
PE	PE granulate	0.900	Rigamonti et al. (2014)	PE granulate	50%	50%	Gu et al. (2017)	0.90	Mungcharoen et al. (2010)
Other plastic materials	PP, PS, PVC, etc.	0.614	Rigamonti et al. (2014)	Outdoor furniture (plywood)	2.5%	97.5%	Plastic Europe (2015)	1	Rigamonti et al. (2009)
Glass	Glass from cullet	0.901	Rigamonti et al. (2009)	Glass from virgin materials (41.9% green, 30.3% white, 27.8% brown)	45%	55%	Gala et al. (2015)	0.428	Mungcharoen et al. (2010)
Aluminium	Aluminium from old scrap	0.883	Rigamonti et al. (2009)	Aluminium	75%	25%	Gala et al. (2015)	0.1	Gala et al. (2015)
Steel	Steel scrap	0.840	Ferreira et al. (2014); Arena et al. (2017)	Pig iron	50%	50%	EUROFER (2014); Gala et al. (2015)	0.297	Classen et al. (2009); Gala et al. (2015)
Iron	Ferrous scrap	0.840	Ferreira et al. (2014); Arena et al. (2017)	Pig iron	70%	30%	Cerdan et al. (2009)	0.089	Mungcharoen et al. (2010)

^a Ratio between the environmental impact of recycling process (REC) and that of the production process of the virgin material (VIR).

Tabella 22 potere calorifico dei diversi materiali

Potere calorifico dei vari materiali (SEIeditrice,2012).

Tipologia di materiale	Potere calorifico (LHV) [MJ/kg]
PE	46
PET	33
Altre plastiche	28
Carta	17
Vetro	/
Alluminio	38.88
Acciaio e ferro	/
Multimateriale	20

In particolare, entro i confini del sistema, sono state formulate le seguenti ipotesi e limitazioni:

I dati relativi alle attività di trasporto sono stati ottenuti considerando la distanza media percorsa dai mezzi di trasporto nella regione Emilia-Romagna (i dati relativi sono stati

ricavati dalle analisi logistiche effettuate nell'ambito del progetto SORT, tenendo presente che la struttura di smistamento sarà ubicata vicino alla città di Bologna):

- Scenario attuale: è stata stimata una distanza media di 80 km utilizzando un camion EURO 4 da 3,5–7,5 tonnellate per il trasporto di PFW in discarica;

- Nuovo scenario: è stata stimata una distanza media di 169,8 km per la raccolta e il trasporto di PFW verso i 19 centri di distribuzione (il numero di centri di distribuzione da includere nel sistema è stato nuovamente ricavato dalle analisi logistiche effettuate nel progetto SORT);

è stata stimata una distanza media di 58,58 km per il trasporto di PFW dai centri di distribuzione alla struttura di selezione;

è stata stimata una distanza media di 40 km per il trasporto di materiali di imballaggio separati dal centro di smistamento al centro di riciclaggio e inceneritore e di 10 km per il trasporto in discarica.

Per il trasporto dai centri di distribuzione alla struttura di smistamento verrà utilizzato un camion 16-16 tonnellate, EURO4; per tutti gli altri spostamenti verrà usato un camion euro 4 da 3.5– 7,5 tonnellate;

L'allocazione basata sulla massa è stata utilizzata per tenere conto della quota tra massa organica e imballaggio nel PFW, nonché per tenere conto della quota tra il consumo elettrico della selezionatrice;

Il carrello utilizzato per il raggruppamento e la raccolta del PFW è costituito da un telaio principale in acciaio inossidabile (30 kg), 4 ruote (1 kg di acciaio inossidabile più 1 kg di gomma sintetica), 5 box di polipropilene (7,5 kg) e 1 centrale pannello di controllo (modellato come un laptop). Per ogni carrello è stata ipotizzata una durata di 10 anni;

Nel processo di smistamento e disimballaggio, sono stati considerati i valori specifici descritti nella Tabella 23.

Tabella 23 Consumi specifici per le diverse fasi.

Input	UDM	Conveyor belts	Atritor TS 2096	Unscrewing machine	Trays cutting machine
Elettricità	kW	3.5	22	3.44	4.5
Aria compressa	kW	–	0.75	0.5	0.5
COntumo totale per fase	kWh	16681	36142	6259	7943
Materiali di costruzione (20 anni di vita)	kg ^(T.D.)	4	/	1	/
	kg (stainless steel)	6	35	50	25

In particolare, tenendo conto del peso medio del prodotto di 0,5 kg e della velocità di smistamento di circa 100 confezioni al minuto, il consumo energetico risultante e i pesi dei materiali di fabbricazione per le apparecchiature di smistamento sono riportati nella Tabella 23, considerando la durata dell'intero macchinario da 20 anni. Il mix medio di elettricità italiano viene utilizzato nello studio sia per il consumo che per la produzione di energia evitata (Moreno Ruiz et al. 2016).

È stata utilizzata la versione 3.3 del database EcoInvent come fonte di dati secondaria considerando, quando possibile, i dati relativi alla situazione italiana (Moreno Ruiz et al. 2016); Si presume che i materiali secondari ottenuti dal processo di riciclaggio dei rifiuti di imballaggio sostituiscano parzialmente un mix di materiali primari (ovvero quelli ottenuti da materie prime vergini) e materiali secondari (quelli riciclati) in un prodotto finito (Gala et al. 2015; Vitale et al. 2017). La percentuale di sostituzione varia in base al tipo di materiale. I risparmi di energia realizzati e la riduzione delle emissioni generate e delle materie prime utilizzate a causa della produzione evitata del mix di materiali primari e secondari sono stati presi in considerazione nel processo di riciclaggio. Ad esempio, la produzione di un kg di bottiglia in PET comporta l'emissione di 2,15 kg di CO₂ eq. (Plastics Europe, 2015); tale importo viene ridotto a circa un terzo se si considera un chilogrammo di PET riciclato (r-PET) (COREPLA, 2015). I dettagli sul mix di mercato (cioè la quantità di materiale vergine e riciclato) per i materiali analizzati, nonché le prestazioni del processo di riciclaggio, sono mostrati nella Tabella 3. Questi dati sono stati utilizzati nel calcolo dell'impatto secondo l'approccio suggerito di ISO / TR 14049 (2012) e Gal et al. (2015);

Per " Altre materie plastiche ", si ipotizzava che tutto il materiale che non può essere riciclato verrà utilizzato nella fabbricazione di prodotti tradizionalmente realizzati in compensato, ad esempio mobili per esterni (recinzioni, panchine o strutture per campi da gioco per bambini) (FISEUNIRE & Fondazione per lo sviluppo sostenibile, 2016); Nei processi di riciclaggio sono stati presi in considerazione anche i valori di efficienza descritti nella Tabella 21 e la discarica dei rifiuti rifiutati residui.

Si suppone che l'energia prodotta dal processo di recupero, in particolare la termovalorizzazione degli imballaggi separati, sostituisca la produzione di energia dalla rete nazionale. I valori calorifici (LHV) basati sui materiali di imballaggio sono riportati nella Tabella 23 secondo i dati forniti da SEI editrice (2012). La voce

"termovalorizzazione" include la valorizzazione energetica della quantità di tutti i materiali di imballaggio che verranno inceneriti (corrispondente alla quota etichettata come "Recupero di energia" nella Tabella 22).

6.4 Analisi degli impatti e conclusione

Il software SimaPro versione 8.4 contiene una serie di metodi di valutazione dell'impatto che possono essere utilizzati per calcolare i risultati della valutazione dell'impatto. Questi metodi sono suddivisi in sottogruppi, vale a dire europeo, nordamericano, emissione singola, impronta idrica e superato. Tenendo conto dei metodi europei, è possibile utilizzare otto metodi per calcolare i risultati della valutazione d'impatto; in particolare, i tre metodi più utilizzati sono EPD, ILCD e ReCiPe e comprendono rispettivamente sette, undici e diciassette categorie di impatto. Di questi tre metodi, è stato selezionato il metodo ReCiPe (Huijbregtset al. 2016) in quanto è il più utilizzato nel contesto della gestione dei rifiuti e può fornire una panoramica completa delle varie categorie di impatto; inoltre, l'incertezza dei risultati a questo punto è relativamente bassa. La prospettiva gerarchica è stata selezionata per l'analisi, in quanto è considerata la più equilibrata delle tre proposte dal metodo (egualitario, individualista e gerarchico).

I valori di impatto sono stati calcolati a livello del punto medio per 17 categorie di impatto, (i) *Global warming*, (ii) *Stratospheric ozone depletion*, (iii) *Ionising radiation*, (iv) *Ozone formation*, *Human health*, (v) *Fine particulate matter formation*, (vi) *Ozone formation*, *Terrestrial ecosystems*, (vii) *Terrestrial acidification*, (viii) *Freshwater eutrophication*, (ix) *Terrestrial ecotoxicity*, (x) *Freshwater ecotoxicity*, (xi) *Marine ecotoxicity*, (xii) *Human carcinogenic toxicity*, (xiii) *Human non-carcinogenic toxicity*, (xiv) *Land use*, (xv) *Mineral resource scarcity*, (xvi) *Fossil resource scarcity*, (xvii) *Water consumption*

6.4.1 Scenario attuale, smaltimento in discarica

I risultati ottenuti per lo scenario attuale, dove lo scarto alimentare viene smaltito in discarica, sono riportati nella Tabella 24, mentre la Fig. 36 mostra il contributo relativo di ciascun input.

Tabella 24 Impatti totali scenario attuale

Categoria di impatto	UDM	Totale	Trasporto	Smaltimento in discarica						
				PE	PET	Altre plastiche	Carta	Alluminio	Vetro	Acciao e ferro
Global warming	kg CO ₂ eq.	1.34E+06	8.06E+04	4.19E+04	1.44E+04	1.99E+04	1.18E+06	1.23E+03	6.48E+03	3.00E+03
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq.	8.23E-02	3.32E-02	2.14E-03	1.56E-03	1.88E-03	4.21E-02	4.72E-04	6.69E-04	2.90E-04
Ionising radiation	kBq Co-60 eq.	1.08E+03	6.53E+02	3.80E+01	1.98E+01	2.43E+01	2.02E+02	9.20E+00	9.94E+01	3.52E+01
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq.	4.39E+02	3.14E+02	2.31E+01	1.16E+01	1.42E+01	7.02E+01	4.73E+00	7.13E-01	2.21E-01
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq.	1.21E+02	6.44E+01	5.63E+00	2.79E+00	3.50E+00	3.57E+01	2.45E+00	5.84E+00	8.94E-01
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq.	4.48E+02	3.20E+02	2.35E+01	1.18E+01	1.45E+01	7.13E+01	4.81E+00	1.15E+00	3.56E-01
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq.	4.27E+02	2.38E+02	1.67E+01	8.38E+00	1.06E+01	1.08E+02	5.80E+00	3.28E+01	7.06E+00
Freshwater eutrophication	kg P eq.	1.30E+01	1.73E+00	8.03E-02	4.37E-02	5.33E-02	6.04E-01	5.00E-02	1.05E+01	1.30E-03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	2.29E+02	1.81E+02	1.97E+00	9.85E-01	1.23E+00	7.51E+00	4.44E-01	4.08E-01	3.48E+01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	2.88E+02	1.28E+02	6.59E+01	1.87E+01	9.08E+00	5.60E+01	1.86E+00	5.17E-01	8.70E+00
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	7.69E+02	5.14E+02	9.84E+01	2.90E+01	1.59E+01	9.45E+01	3.64E+00	3.60E+00	9.63E+00
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	8.03E+02	5.57E+02	2.66E+01	1.29E+01	1.85E+01	1.74E+02	8.34E+00	6.18E-01	4.65E+00
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	4.84E+05	3.53E+05	1.81E+04	5.52E+03	9.01E+03	8.50E+04	3.67E+03	1.00E+03	8.22E+03
Land use	m ² a crop eq.	6.52E+03	2.41E+03	8.84E+02	4.36E+02	5.34E+02	2.15E+03	1.15E+02	0.00E+00	0.00E+00
Mineral resource scarcity	kg Cu eq.	4.99E+02	2.30E+02	1.02E+01	5.06E+00	6.21E+00	3.02E+01	2.03E+00	1.98E+02	1.76E+01
Fossil resource scarcity	kg oil eq.	3.81E+04	2.71E+04	1.67E+03	8.30E+02	1.02E+03	4.76E+03	3.68E+02	1.77E+03	5.78E+02
Water consumption	m ³	7.01E+02	2.63E+02	8.19E+01	4.08E+01	5.01E+01	2.42E+02	1.36E+01	7.78E+00	2.29E+00

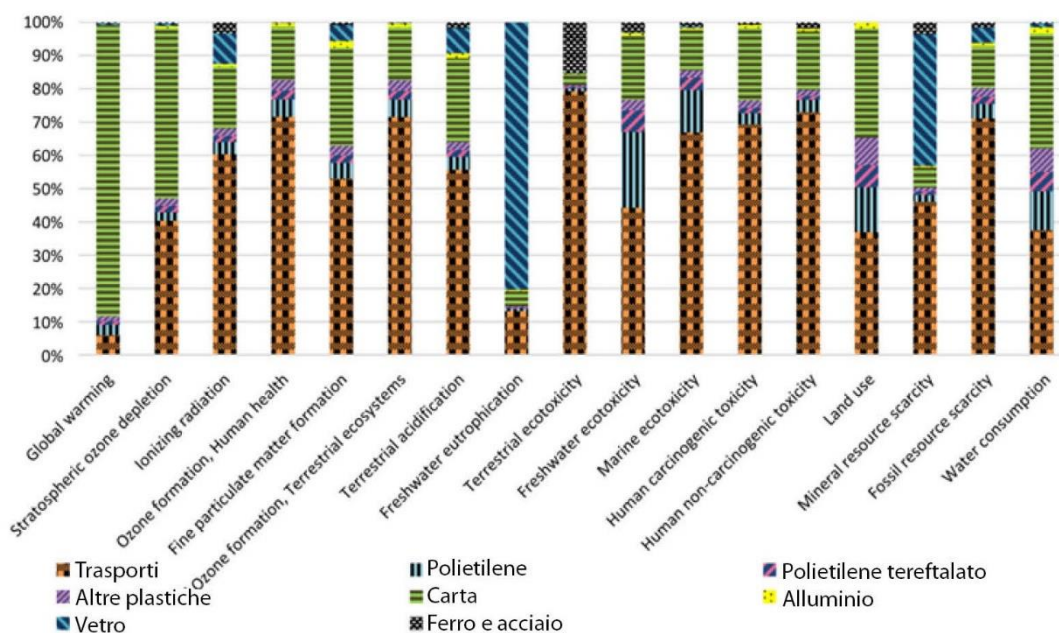


Figura 36 Impatti totali scenario attuale

Come si evince dagli impatti ambientali suddivisi secondo le fasi (Tabella 24 e Fig. 36), lo smaltimento dei materiali di imballaggio in discarica rappresenta un contributo importante per 7 categorie di impatto, vale a dire *Global warming*, *Stratospheric ozone depletion*, *Freshwater eutrophication*, *Freshwater ecotoxicity*, *Land use*, *Mineral resource scarcity* e *Water consumption*. Al contrario, il trasporto in discarica contribuisce maggiormente in 8 categorie; in particolare, questa fase incide principalmente in *Human carcinogenic and*

non carcinogenic toxicity, Ionising radiation, Fossil resource scarcity e nelle due categorie di impatto Ozone formation human health e terrestrial ecotoxicity. Questi risultati sono strettamente collegati alle emissioni ben note e al consumo di combustibili fossili tipici del processo di trasporto. Per le restanti due categorie, le discariche e i trasporti contribuiscono quasi nella stessa misura all'impatto totale.

Guardando alla categoria di impatto “Global warming”, il primo contributo principale in termini di impatto generato è lo smaltimento in discarica della carta che rappresenta circa l'88% dell'impatto totale a causa dell'elevato volume gestito e della sua rapida decomposizione. Al contrario, il conferimento in discarica del vetro contribuisce principalmente alla *Freshwater eutrophication* e alla *Mineral resource scarcity*, per i quali rappresenta + 80% e + 40% dell'impatto totale, rispettivamente. Il contributo degli altri materiali è generalmente basso per la maggior parte delle categorie di impatto, in quanto si tratta di prodotti quasi inerti.

Per riassumere, l'analisi dello scenario attuale evidenzia due contributi (vale a dire il trasporto e lo smaltimento in discarica) contribuiscono principalmente all'impatto complessivo generato.

6.4.2 Benefici con il nuovo scenario

Gli impatti ambientali evitati grazie al nuovo processo sono stati riportati in Tabella 25 e Figura 37, utilizzando gli stessi 17 indicatori di prima.

Tabella 25 Impatti totali nuovo scenario

Categoria di impatto	UDM	Totale	Trolley e box	Spachettatrice	Materiali riciclati						
					PET	PE	Plastiche	Vetro	Alluminio	Carta	Multimedia
Global warming	kg CO ₂ eq.	-1.04E+06	3.29E+03	2.94E+01	-1.71E+05	-1.88E+05	4.46E+03	-2.97E+05	-2.26E+04	-1.07E+06	3.56E+
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq.	-2.08E-01	1.32E-03	8.02E-06	-4.78E-02	1.71E-02	-2.71E-03	-1.55E-01	-1.40E-02	-1.72E-01	2.96E-
Ionising radiation	kBq Co-60 eq.	-4.12E+03	1.69E+01	1.11E-01	-3.67E+02	2.55E+02	-1.55E+02	-1.39E+03	-2.80E+02	-1.77E+03	4.94E+
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq.	-2.62E+03	8.56E+00	7.49E-02	-2.32E+02	-3.68E+02	-5.20E+00	-8.02E+02	-6.21E+01	-1.11E+03	-2.77E
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq.	-2.14E+03	7.86E+00	6.73E-02	-1.47E+02	-1.00E+02	-2.26E+01	-6.59E+02	-6.53E+01	-9.41E+02	-6.37E
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq.	-2.70E+03	9.14E+00	7.82E-02	-2.43E+02	-4.14E+02	4.58E+00	-8.12E+02	-6.30E+01	-1.12E+03	-2.71E
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq.	-4.72E+03	1.50E+01	1.12E-01	-3.59E+02	-4.21E+02	-1.37E+01	-1.94E+03	-1.44E+02	-1.48E+03	3.04E+
Freshwater eutrophication	kg P eq.	-4.61E+01	1.98E+00	6.92E-03	-4.54E+00	9.39E-01	-3.05E+00	-1.83E+01	-2.13E+00	-1.96E+01	-1.86E
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	6.52E+01	6.08E+00	4.66E-02	-1.20E+02	1.83E+00	-5.77E+00	-9.28E+01	-2.54E+01	-1.22E+02	4.34E+
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	-1.96E+02	1.36E+01	8.42E-02	-5.82E+01	-4.25E+01	2.02E+00	-1.55E+02	-2.22E+01	-1.31E+02	2.18E+
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	9.67E+00	4.14E+01	2.24E-01	-3.59E+02	-4.95E+01	-1.42E+01	-4.47E+02	-1.02E+02	-5.09E+02	9.99E+
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	-7.08E+03	1.63E+02	5.48E+00	-9.04E+02	-9.49E+02	-3.51E+02	-1.70E+03	-8.15E+02	-3.30E+03	-3.40E
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	-2.67E+06	2.99E+04	2.18E+02	-2.16E+05	2.04E+03	-1.28E+05	-7.46E+05	-1.81E+05	-1.54E+06	-9.39E
Land use	m ² a crop eq.	-6.73E+05	9.41E+01	6.13E-01	-2.15E+03	2.77E+01	-5.44E+04	-2.07E+04	-1.89E+03	-5.85E+05	-8.69E
Mineral resource scarcity	kg Cu eq.	-5.87E+03	8.57E+01	1.45E+00	-2.37E+02	1.54E+01	-7.21E+01	-5.75E+02	-4.81E+02	-4.18E+02	7.93E+
Fossil resource scarcity	kg oil eq.	-3.52E+05	1.03E+03	7.05E+00	-5.29E+04	-1.42E+05	1.16E+03	-7.65E+04	-3.02E+03	-5.54E+04	1.42E+
Water consumption	m ³	-1.60E+04	2.52E+01	2.12E-01	-1.16E+03	-6.35E+02	-1.72E+01	-2.61E+03	-3.93E+02	-1.06E+04	-1.25E

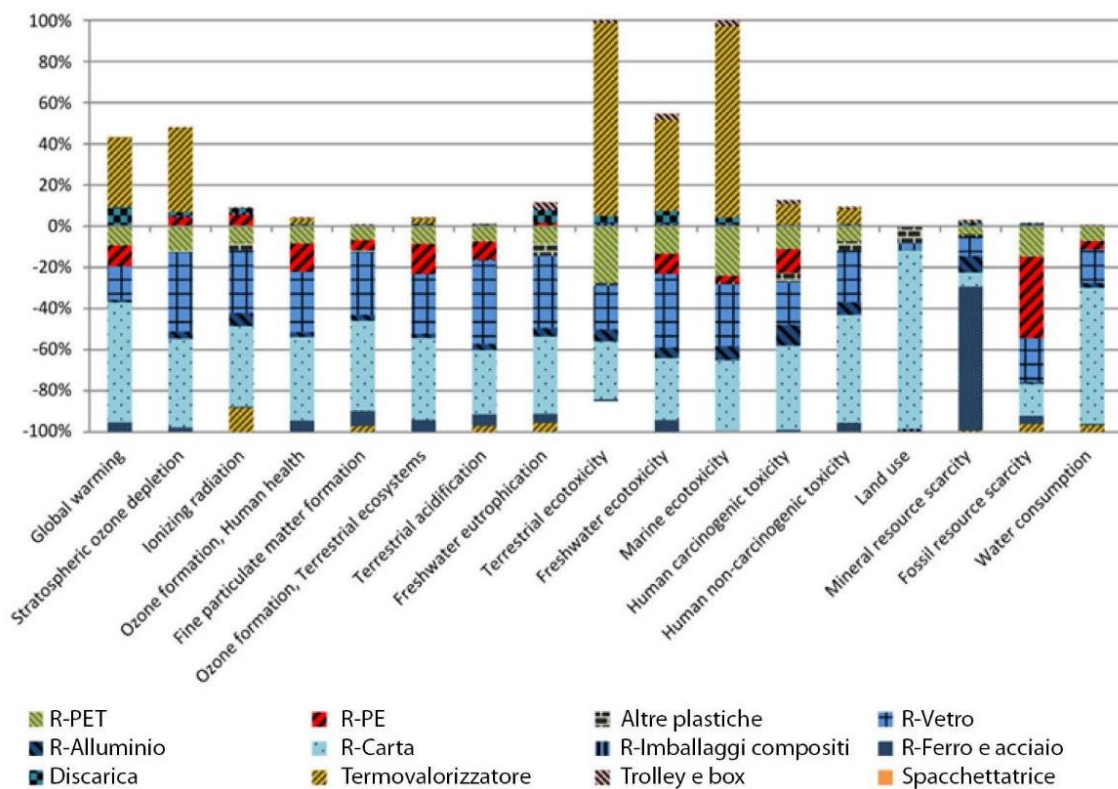


Figura 37 Impatti totali nuovo scenario

Vale la pena ricordare che i valori negativi in Fig. 37 e Tabella 25 denotano un vantaggio per l'ambiente, mentre valori positivi indicano un onere ambientale. La rappresentazione in figura. 37 confrontare diverse categorie di impatto caratterizzate da diverse unità di misura. A causa della diversa scala, tale confronto non può essere fatto con i valori assoluti degli impatti; pertanto, i risultati sono stati elaborati e calcolati come valori relativi (percentuali). La Fig. 37 mostra che rispetto allo scenario attuale, il nuovo processo genera risultati migliori in quasi tutte le categorie di impatto analizzate. Per contro, per quanto riguarda la *Terrestrial ecotoxicity*, lo scenario attuale sembra essere più rispettoso dell'ambiente, probabilmente a causa delle emissioni connesse al processo di termovalorizzazione del nuovo scenario. La termovalorizzazione annulla inoltre il beneficio ambientale del nuovo processo nella categoria di impatto chiamata *Marine ecotoxicity*.

I vantaggi ambientali del nuovo processo sono generati dal risparmio parziale delle materie prime (polpa di carta, PE, PET, vetro, ghisa, alluminio e compensato) e nell'energia e nelle emissioni del processo di riciclaggio dei materiali rispetto al processo

dei materiali vergini (Gu et al. 2017; Malik et al. 2017). Allo stesso modo, la produzione di energia viene risparmiata perché può essere parzialmente ottenuta grazie al processo di termovalorizzazione. Altre operazioni di gestione dei rifiuti, come la raccolta di PFW, lo smistamento, il disimballaggio e la separazione degli alimenti dal packaging comportano oneri ambientali a causa del consumo di elettricità e combustibili, che sono tuttavia inferiori (di due o tre ordini di grandezza) rispetto al beneficio generato da tutto il processo.

Il riciclo della carta e del vetro rappresentano i principali contributi a questi benefici: la riduzione dell'impatto tra le varie categorie rappresenta in media il 41% per la carta e il 25% per il vetro. Tuttavia, per tutte le categorie considerate, la principale quota di impatto evitato è dovuta al riciclaggio della carta, a causa degli elevati volumi gestiti e dell'eccellente efficienza del processo di riciclaggio.

Osservando l'indicatore *Global warming*, oltre al suddetto riciclaggio della carta (58%), l'impatto evitato è principalmente garantito dal riciclaggio del vetro (16%), dal riciclaggio del PE (10%), dal riciclaggio del PET (9%) e dal ferro e dell'acciaio che viene riciclato (5%). D'altro canto, la termovalorizzazione e lo smaltimento in discarica causano un impatto positivo per quanto riguarda il *global warming* (rispettivamente + 34% e + 9%). Anche se la quantità di materiali da imballaggio trattati nel processo di termovalorizzazione è inferiore a quella in discarica, il suo contributo alla categoria del *global warming* è quasi quattro volte superiore, a causa della facilità e della rapida combustione di materie plastiche che emettono CO₂ di origine fossile (Ferreira et al, 2014). Il processo di termovalorizzazione, che tiene conto delle quantità di tutti i materiali che verranno inceneriti, genera un impatto positivo principalmente nelle categorie di impatto *Ecotoxicity*, *Global warming* (+34%) e *Stratospheric ozone depletion* (+41); questi risultati sono dovuti ai sottoprodotti della combustione (ad es. monossido di carbonio, monossido di diossido, anidride solforosa, ammoniaca ...). Al contrario, si osserva il massimo impatto evitato nelle *Ionising radiation* (12%); per le restanti categorie di impatto, gli impatti evitati rappresentano in media il 4%, grazie all'energia prodotta dal processo di termovalorizzazione.

Il riciclaggio del PE genera anche un impatto positivo significativo in 3 categorie (*Stratospheric ozone depletion*, *Ionising radiation* e *Freshwater eutrophication*), principalmente a causa delle attività di trasporto in arrivo e del processo di riciclaggio.

Il riciclaggio del vetro genera un impatto negativo in tutte le categorie, con un impatto medio del 25%, a causa del risparmio parziale di materiali vergini e del consumo di energia durante la produzione di nuovo vetro.

Considerando la categoria *mineral resource scarcity*, il principale vantaggio (70%) è dovuto al riciclaggio dei materiali metallici, a differenza delle altre categorie, in cui il riciclaggio dei metalli comporta benefici molto limitati per l'ambiente.

Infine, gli impatti positivi dei carrelli si rivelano il principale contributo in *Freshwater eutrophication* (+4%), *Freshwater ecotoxicity* (+3%), *Marine ecotoxicity* (+3%) e *Human carcinogenic toxicity* (+2%), principalmente a causa della produzione dei sistemi elettronici e della loro struttura in acciaio.

6.4.3 Analisi di sensitività

In questo studio sono state condotte tre analisi di sensitività. In primo luogo, è stata effettuata una valutazione per stabilire se le prestazioni ambientali totali sono influenzate da una variazione della distanza percorsa durante l'attività di trasporto (ovvero il trasporto di PFW ai centri di distribuzione, il trasporto di PFW alla struttura di smistamento e il trasporto di imballaggio al centro di riciclaggio). È stata quindi effettuata una seconda valutazione per vedere come il nuovo scenario cambierebbe in un contesto diverso, conforme alla direttiva 2008/98/CE dell'Unione europea, che stabilisce obiettivi per le percentuali di imballaggi valorizzati. Nella terza analisi di sensitività, il nuovo processo è stato applicato considerando lo scenario europeo (EU28) della composizione dei rifiuti di imballaggio (Eurostat, 2017).

La prima analisi è motivata dal fatto che le distanze tra i rivenditori e i centri di distribuzione potrebbero aumentare considerevolmente se si considerassero diverse regioni d'Italia o aree meno popolate dell'Emilia-Romagna. Partiamo dal presupposto che non si verificano variazioni nelle restanti fasi di elaborazione quando si modifica la distanza di trasporto. L'analisi di sensitività proposta considera diverse distanze di trasporto, ottenute aumentando i valori originali di 2, 4 e 6 volte, per valutare la loro influenza sul processo nel suo insieme.

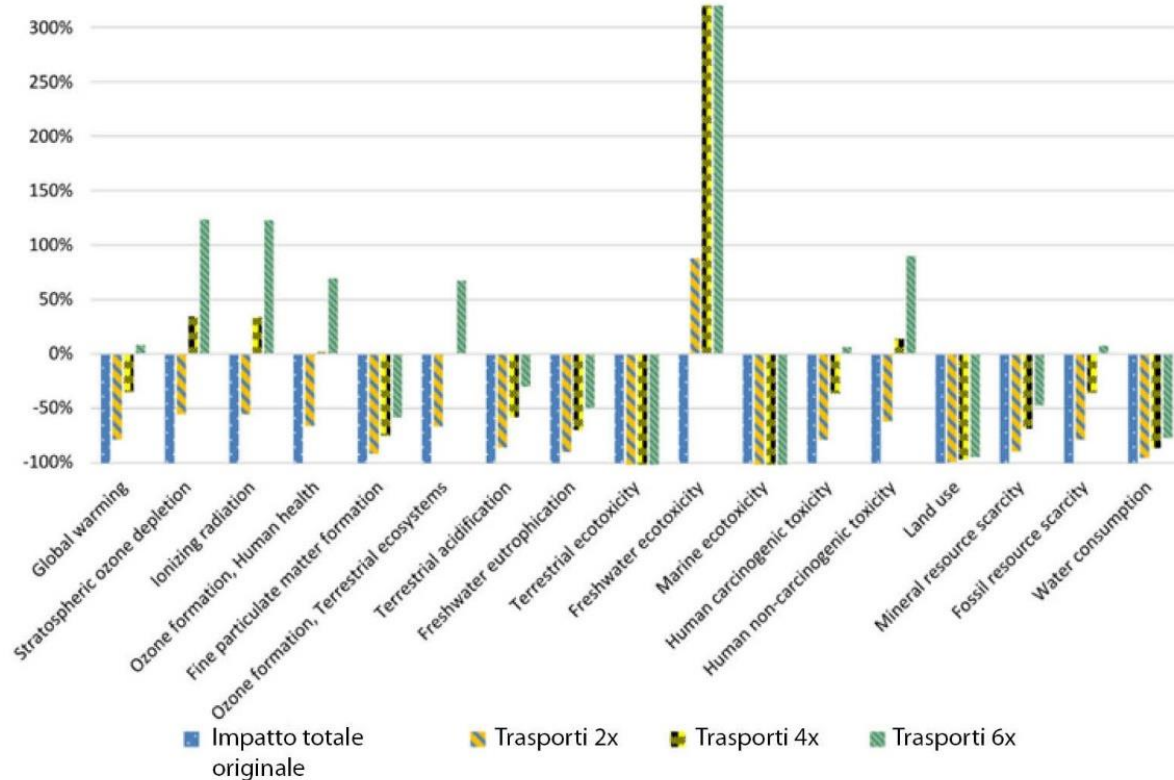


Figura 38 Analisi sensitività trasporti

Tabella 26 analisi sensitività variazione trasporti

Categoria di impatto	UDM	Impatto del trasporto	Impatto totale	Nuovo impatto		
				Trasporto 2x	Trasporto 4x	Trasporto 6x
Global warming	kg CO ₂ eq.	2.24E+05	-1.04E+06	-8.14E+05	-7.02E+05	-5.90E+05
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq.	9.30E-02	-2.08E-01	-1.15E-01	-6.87E-02	-2.22E-02
Ionising radiation	kBq Co-60 eq.	1.83E+03	-4.12E+03	-2.28E+03	-1.37E+03	-4.52E+02
Ozone formation, Human health	kgNO _x eq.	8.86E+02	-2.62E+03	-1.73E+03	-1.29E+03	-8.43E+02
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq.	1.79E+02	-2.14E+03	-1.96E+03	-1.87E+03	-1.78E+03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq.	9.03E+02	-2.70E+03	-1.80E+03	-1.34E+03	-8.93E+02
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq.	6.62E+02	-4.72E+03	-4.06E+03	-3.73E+03	-3.40E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq.	4.66E+00	-4.61E+01	-4.15E+01	-3.91E+01	-3.68E+01
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	5.29E+02	6.52E+01	5.94E+02	8.58E+02	1.12E+03
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	3.69E+02	-1.96E+02	1.73E+02	3.57E+02	5.42E+02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	1.49E+03	9.67E+00	1.50E+03	2.24E+03	2.99E+03
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	1.51E+03	-7.08E+03	-5.57E+03	-4.82E+03	-4.06E+03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	1.01E+06	-2.67E+06	-1.66E+06	-1.15E+06	-6.42E+05
Land use	m ² a crop eq.	6.96E+03	-6.73E+05	-6.66E+05	-6.63E+05	-6.59E+05
Mineral resource scarcity	kg Cu eq.	6.21E+02	-5.87E+03	-5.25E+03	-4.94E+03	-4.63E+03
Fossil resource scarcity	kg oil eq.	7.56E+04	-3.52E+05	-2.76E+05	-2.38E+05	-2.01E+05
Water consumption	m ³	7.30E+02	-1.60E+04	-1.53E+04	-1.49E+04	-1.45E+04

I risultati di questa analisi (Fig. 38 e Tabella 26) mostrano che un cambiamento nella distanza di trasporto influenza leggermente gli impatti ambientali. Quando la distanza di trasporto viene raddoppiata, l'impatto totale rimane negativo nella maggior parte delle categorie di impatto. Al contrario, quando la fase di trasporto viene moltiplicata per 4 o 6 si possono notare variazioni significative, con un impatto totale che per alcune categorie risulta positivo. Più precisamente, nello scenario "Trasporto 6x" i benefici nella categoria del *Global Warming* sono annullati se confrontati con lo scenario attuale, passando da 1,04 E + 6 kg di CO₂ eq. a 5,90 E + 5 kg CO₂ eq.

La seconda analisi di sensibilità è stata condotta sulla base della Direttiva 2008/98 / CE dell'Unione Europea, che stabilisce i concetti e le definizioni di base relative alla gestione dei rifiuti, come le definizioni di rifiuti, riciclaggio e recupero. Spiega quando i rifiuti cessano di essere rifiuti e diventa una materia prima secondaria (i cosiddetti criteri di fine rifiuti) e come distinguere tra rifiuti e sottoprodotti.

La direttiva introduce due nuovi obiettivi di riciclaggio e recupero da raggiungere entro il 2020: Preparazione del 50% per il riutilizzo e il riciclaggio di alcuni materiali di scarto delle famiglie e di altre origini simili alle famiglie; e preparazione del 70% per il riutilizzo, il riciclaggio e altri recuperi di rifiuti da costruzione e demolizione.

Uno degli stati membri che ha già raggiunto e superato questi obiettivi è la Germania (Umweltbundesamt, 2016). Quindi, l'esempio della Germania è preso per valutare le prestazioni che il nuovo processo potrebbe raggiungere se fosse utilizzato in un paese in cui il riciclaggio è più adottato che in Italia. A tal fine, le percentuali di efficienza EOL tedesche (Tabella 27) sono state introdotte nell'analisi e applicate alla stessa quantità di PFW in Emilia-Romagna. Ciò dovrebbe mostrare come sarebbe lo scenario dell'Emilia-Romagna se si raggiungessero le efficienze di riciclaggio tedesche.

Tabella 27 situazione Germania

GERMANIA				
	%	% riciclata	% termovalorizzazione	% discarica
Acciaio e ferro	9.65%	93	0	7
Alluminio	1.35%	88.1	3.7	8.2
Carta	29.79%	87.3	12.4	0.3
PE	13.92%	50.2	49.3	0.5
PET	7.14%	93.6	5.9	0.5
PLASMIX	8.76%	41	43	16
Vetro	26.24%	89	0	11
Multimateriale	3.10%	23.6	47	29.4

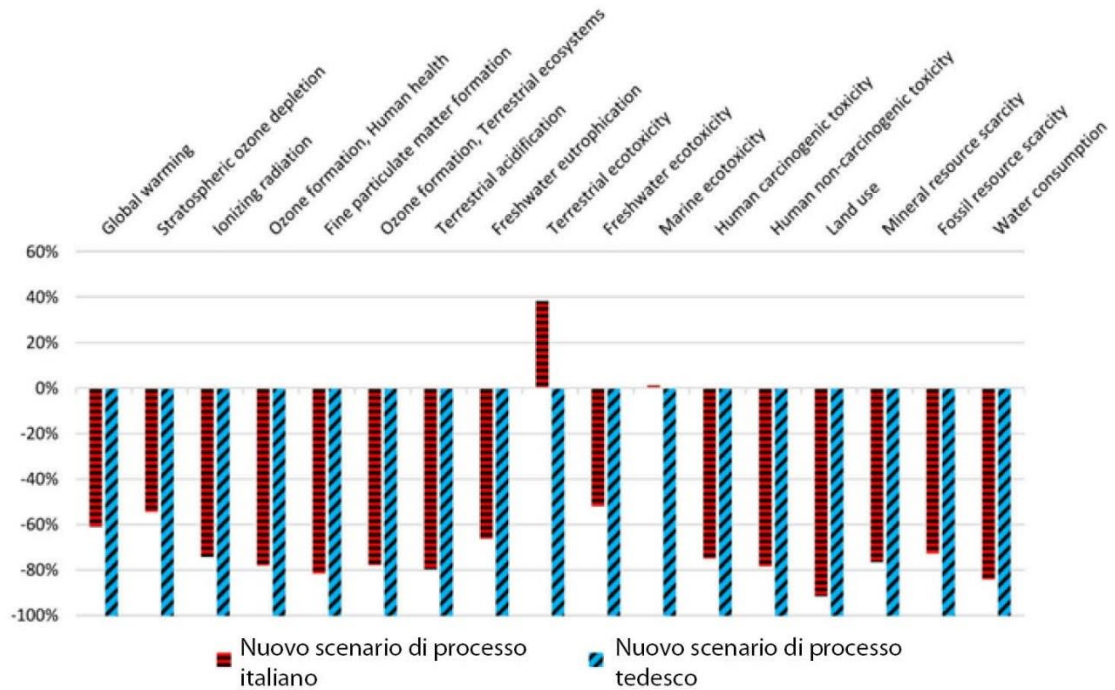


Figura 39 Analisi sensitività scenario Germania

Tabella 28 Analisi sensitività scenario Germania

Categorie di Impatto	UDM	Scenario Italiano	Scenario Germania
Global warming	kg CO ₂ eq.	-1.04E+06	-1.70E+06
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq.	-2.08E-01	-3.83E-01
Ionising radiation	kBq Co-60 eq.	-4.12E+03	-5.55E+03
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq.	-2.62E+03	-3.36E+03
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq.	-2.14E+03	-2.63E+03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq.	-2.70E+03	-3.47E+03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq.	-4.72E+03	-5.92E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq.	-4.61E+01	-6.97E+01
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	6.52E+01	-1.71E+02
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	-1.96E+02	-3.78E+02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	9.67E+00	-7.84E+02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	-7.08E+03	-9.46E+03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	-2.67E+06	-3.41E+06
Land use	m ² a crop eq.	-6.73E+05	-7.37E+05
Mineral resource scarcity	kg Cu eq.	-5.87E+03	-7.68E+03
Fossil resource scarcity	kg oil eq.	-3.52E+05	-4.85E+05
Water consumption	m ³	-1.60E+04	-1.90E+04

I risultati della seconda analisi di sensibilità mostrano che un cambiamento nella percentuale delle varie opzioni di EOL (Fig. 39 e Tabella 28) ha un'influenza significativa sull'impatto ambientale. A livello globale, è stato dimostrato che lo "scenario tedesco" genera maggiori benefici per l'ambiente rispetto allo "scenario italiano", in particolare per quanto riguarda le categorie di impatto su *Terrestrial and Marine ecotoxicity*, dove ora si ottiene un vantaggio ambientale. L'impatto che viene evitato in base alla percentuale EOL tedesca appare maggiore in tutte le categorie, con un miglioramento assoluto medio del 38%.

Oltre alle categorie sopra menzionate, si osservano i maggiori miglioramenti per *Freshwater ecotoxicity* (48%), *Stratospheric ozone depletion* (46%), *Global warming* (39%), *Freshwater eutrophication* (45%). Questo risultato è dovuto alla maggiore percentuale di materiali destinati al riciclo e ai minori volumi di scarica.

Nel complesso, lo "scenario tedesco" è più rispettoso dell'ambiente, principalmente a causa della percentuale di imballaggio inferiore gestita e assegnata alla scarica e alla termovalorizzazione, in particolare per gli impatti connessi alle materie plastiche. Analogamente ai risultati riportati in Ferreira et al. (2014), il sistema di riciclaggio comporta un chiaro vantaggio per l'ambiente per tutte le categorie di impatto considerate. Guardando alla categoria del *Global Warming*, lo scenario tedesco evita le emissioni di 6,6 E + 05 di CO₂ eq. rispetto al nuovo processo applicato allo scenario italiano.

La terza analisi di sensibilità è stata effettuata fissando come input la composizione dei rifiuti di imballaggio del contesto europeo (Eurostat, 2017) e mantenendo invariata l'EOL.

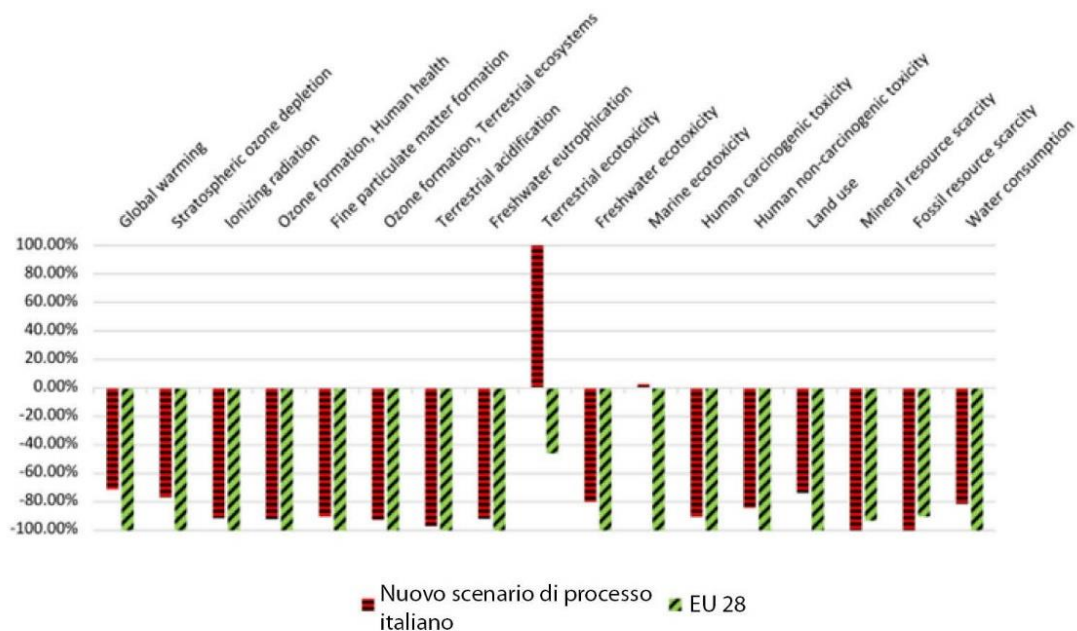


Figura 40 Analisi di sensitività scenario Europa 28

Tabella 29 Scenario EU28

Categoria di Impatto	UDM	Scenario Italia	EU28
Global warming	kg CO ₂ eq	-1.04E+06	-1.46E+06
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	-2.08E-01	-2.72E-01
Ionising radiation	kBq Co-60 eq	-4.12E+03	-4.51E+03
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	-2.62E+03	-2.84E+03
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	-2.14E+03	-2.37E+03
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	-2.70E+03	-2.92E+03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-4.72E+03	-4.87E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq	-4.61E+01	-5.04E+01
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	6.52E+01	-2.98E+01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	-1.96E+02	-2.45E+02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq.	9.67E+00	-3.36E+02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	-7.08E+03	-7.84E+03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq.	-2.67E+06	-3.18E+06
Land use	m ² a crop eq	-6.73E+05	-9.13E+05
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	-5.87E+03	-5.46E+03
Fossil resource scarcity	kg oil eq	-3.52E+05	-3.17E+05
Water consumption	m ³	-1.60E+04	-1.97E+04

I risultati della terza analisi di sensibilità (Fig. 40 e Tabella 29) mostrano che un cambiamento nella composizione dei rifiuti di imballaggio ha un beneficio abbastanza significativo sull'impatto ambientale, che migliora in media del 15%. Inoltre, per la *terrestrial ecotoxicity* il risultato cambia in modo significativo, passando da un onere a un beneficio per l'ambiente. Ciò è dovuto agli elevati volumi di carta gestiti, che comportano una corrispondente quantità di pasta di solfato evitata che genera un beneficio per l'ambiente.

6.4.4 Conclusioni

Nel corso di questo studio, l'impatto ambientale di un nuovo processo di fine vita dei materiali per l'imballaggio alimentare è stato analizzato e confrontato con la situazione attuale. Ogni anno nella Regione Emilia-Romagna 14.300 tonnellate di alimenti confezionati, raccolti dai negozi al dettaglio e durante la fase di distribuzione, vengono sprecati e quindi inviati alle discariche. Tra queste quantità, circa il 13,8% (ovvero 1973 tonnellate/anno) è costituito da materiale da imballaggio che, al momento, non è né smistato né riciclato. Un modo per risolvere questo problema è introdurre un complesso sistema di raccolta e smistamento in grado di separare il PFW scartato dai punti vendita in imballaggio e matrice alimentare. Sulla base di queste premesse, lo studio effettua una valutazione ambientale di un sistema in grado di raccogliere il PFW dalle strutture di distribuzione e dai punti vendita per poi inviarlo a una struttura di smistamento, dove i materiali di imballaggio verranno suddivisi e inviati alla migliore opzione di EOL.

Questo documento tratta in particolare l'EOL dei materiali di imballaggio, per i quali considera diversi processi (riciclaggio, recupero di energia e discarica) e tiene conto delle prestazioni più recenti in termini di efficienza.

Il nuovo processo (SORT) garantisce una riduzione dell'impatto ambientale in quasi tutte le categorie considerate rispetto allo scenario attuale (smaltimento in discarica). Solo in due categorie di impatto lo scenario nuovo presenta un impatto maggiore rispetto a quello originale. Per essere più precisi, l'analisi LCA mostra che i benefici ambientali più rilevanti possono essere ottenuti grazie al riciclaggio di materiali di imballaggio in carta e vetro. I risultati mostrano anche che il processo di recupero energetico offre vantaggi in quasi tutte le categorie, grazie alla produzione evitata di energia grazie alla termovalorizzazione (a parte per il *Global warming*, *Stratospheric ozone depletion* e le

categorie di impatto relative all' Ecotoxicity). Nel complesso, questo studio dimostra che il processo proposto, che comprende la selezione e una valorizzazione della EOL dei materiali di imballaggio derivanti da PFW, può offrire vantaggi ambientali rispetto allo scenario attuale in cui i materiali di imballaggio di PFW vengono smaltiti in discarica.

Per quanto riguarda l'analisi di sensibilità effettuata su tutti i rifiuti di imballaggio gestiti dal sistema di selezione, i risultati mostrano che se si aumenta la percentuale di "riciclaggio", riproducendo lo scenario presente in Germania, si ottengono maggiori benefici per l'ambiente.

Ulteriori studi potrebbero prendere in considerazione le prestazioni ambientali di altri scenari di trattamento degli imballaggi, come la pirolisi con il recupero di energia e includere l'impatto del recupero di rifiuti alimentari biologici ottenuto con il processo di selezione.

7 VALUTAZIONE AMBIENTALE DI DIVERSI SCENARI DI LOGISTICA INVERSA DAL RECUPERO DEI RIFIUTI ALIMENTARI

Questo documento propone una valutazione ambientale di diversi scenari di logistica per la raccolta di rifiuti alimentari confezionati dalla catena di vendita al dettaglio della regione Emilia-Romagna (Italia), che vengono trasportati ad una serie di centri di distribuzione per lo stoccaggio e ad una struttura dove l'alimento viene spaccettato e separato dal proprio packaging. Lo scopo principale è quello di evitare lo smaltimento in discarica indirizzandolo verso canali alternativi di valorizzazione. In questo studio viene effettuata un'analisi ambientale utilizzando la metodologia di valutazione del ciclo di vita (LCA).

7.1 Descrizione del sistema analizzato

"Lo spreco alimentare " è qualsiasi alimento destinato al consumo umano che viene scartato, perso o degradato e di conseguenza non ha più alcun potenziale di consumo da parte dell'uomo (Parfitt et al. 2010; FAO, 1981). I rifiuti alimentari possono effettivamente includere sia prodotti commestibili che non commestibili (Buzby e Hyman, 2012). I rifiuti alimentari includono anche una determinata quantità di cibo che non è più vendibile ma che è ancora adatta al consumo umano (Fare Share, 2011). Questa porzione di rifiuti alimentari viene talvolta definita "eccedenza" di cibo e può essere dovuta, ad esempio, a ordini annullati, ordini eccessivi, promozioni scadute, conservabilità insufficiente, articoli danneggiati o confezionati in modo errato e politiche degli accordi di ritiro (Alexander e Smaje, 2008; Eriksson et al. 2017).

Lo spreco alimentare rappresenta una significativa perdita di risorse investite nella produzione, trasporto e conservazione degli alimenti (Beretta et al. 2013) e genera notevoli impatti ambientali (Tonini et al. 2018). Le statistiche dell'Organizzazione per l'alimentazione e l'agricoltura (FAO) indicano che circa un terzo del cibo commestibile prodotto a livello globale per il consumo umano viene perso o sprecato lungo i passaggi della catena di approvvigionamento (Gustavsson et al. 2011). In Europa questa cifra è stimata in circa 88 Mt corrispondenti a ca. 173 kg pro capite (Stenmarck et al. 2016), che comporta una perdita di 143 miliardi e ogni anno in termini economici. Dal punto di vista

ambientale, la produzione, la distribuzione e il consumo di alimenti contribuiscono in modo significativo all' impatto ambientale globale. Inoltre, la produzione alimentare richiede la disponibilità di acqua dolce e altre risorse naturali (Lundqvist et al. 2008), in particolare terra, foreste, prodotti chimici agricoli, energia, lavoro e altri input (Buzby e Hyman, 2012). Alla fine del ciclo di vita, lo smaltimento dei rifiuti alimentari in discarica provoca inquinamento e produce metano, che è un potente gas serra (Griffin et al. 2009;) e ha un orizzonte temporale di oltre 100 anni con 25 volte un potenziale maggiore di riscaldamento globale della CO₂ (Solomon et al. 2007).

In alternativa allo smaltimento, i rifiuti alimentari biodegradabili possono essere trattati in modo efficace mediante compostaggio (Green, 1999), digestione anaerobica accelerata, discarica con cattura di metano per la generazione di energia (Schoen et al. 1999) e termovalorizzazione di rifiuti misti (Fehr et al. 2002; Remmen, 1998; Stöhr et al. 1998). Gli alimenti deperibili che potrebbero essere eliminati nella fase di vendita al dettaglio perché vicini alla data di scadenza (ma ancora adatti al consumo umano) potrebbero essere dirottati verso organizzazioni di beneficenza per nutrire le persone (Alexander e Smaje, 2008). Altri usi meno convenzionali possono essere ricercati per gli alimenti sprecati, come l'alimentazione di animali (Hyde et al. 2001; Westendorf, 2000; Vandermeersch et al. 2014). Infine, anche quando i rifiuti alimentari smaltiti non sono commestibili, potrebbero essere effettivamente utilizzati nella produzione di energia o nel compostaggio (Nahman e de Lange, 2013).

La deviazione del cibo sprecato verso canali alternativi richiede innanzitutto la conoscenza precisa dei punti della catena di approvvigionamento alimentare dove viene generato lo spreco alimentare. In secondo luogo, al fine di rendere efficienti i canali di recupero, i processi di raccolta, elaborazione e redistribuzione devono essere attentamente progettati, insieme alle loro connessioni (Alexander e Smaje, 2008; Ubeda et al. 2011).

In Italia, spesso non esistono canali di logistica inversa dei rifiuti alimentari, specialmente nel caso in cui il cibo non sia più commestibile; quindi, devono effettivamente essere progettati. La progettazione di un sistema di logistica inversa richiede che due problemi siano considerati contemporaneamente; per essere più precisi, dovrebbero essere determinati i percorsi dei veicoli che recuperano il cibo sprecato nei supermercati, insieme al numero e alla posizione dei centri di distribuzione come strutture di recupero del cibo sprecato nella rete, con l'obiettivo di ridurre al minimo l'impatto totale del sistema. Nella

letteratura scientifica, questa situazione viene colta da una variante del VRP (*Vehicle routing problem*) tradizionale, noto come problema R&L (*Routing and location*), che si riferisce al caso in cui entrambi gli alimenti delle strutture non sono più dislocati e il percorso del veicolo deve essere considerato contemporaneamente (Yu et al. 2010).

La letteratura relativa ai problemi di ricerca e sviluppo è ampia (ad esempio Barreto et al. 2007; Etula e Antikainen, 2014; Cardoso Lopes et al. 2016). Tuttavia, la maggior parte degli studi pubblicati si concentra sui flussi *forward* tradizionali, mentre esiste un numero molto limitato di studi che si occupano espressamente di R&L nei sistemi di logistica inversa o di prodotti deperibili. Rispetto ai flussi *forward*, tuttavia, i flussi reverse sono più complicati, a causa delle incertezze sulla quantità e sulla qualità del prodotto recuperato (Dekker et al. 2012).

I lavori di Governindan et al. (2014) e Bottani et al. (2018a, b) sono gli unici esempi di studio incentrati rispettivamente su R&L nell'industria alimentare e nei sistemi di logistica inversa. Per essere più precisi, Bottani et al. (2018a) hanno sviluppato uno strumento pronto per l'uso basato su un modello R&L, in grado di aiutare a progettare un canale di logistica inversa per PFW nella regione Emilia-Romagna (Italia), con lo scopo di minimizzare il costo totale del sistema. Il modello sviluppato è stato utilizzato per fornire alcuni risultati preliminari sulla redditività economica della creazione di un canale logistico inverso nella regione, per recuperare, trasportare, immagazzinare e deviare il PFW verso usi alternativi. Gli autori hanno scoperto che il costo minimo di raccolta di rifiuti alimentari, vale a dire ca. 123 eut/ton, si può ottenere limitando le attività di recupero in un set di 749 supermercati selezionati della regione (su 1557 RS). Tale costo, tuttavia, era ancora troppo elevato rispetto al costo di smaltimento dei rifiuti alimentari nelle discariche, che in Italia varia da 110 euro/ton a 120 euro/ton (Legambiente, 2013). Ciò ha giustificato un secondo studio (ovvero Bottani et al. 2018b), in cui lo stesso modello R&L è stato utilizzato per valutare diversi scenari di recupero del PFW, nel tentativo di ridurre ulteriormente il costo totale. A tal fine, gli scenari considerati hanno esplorato il percorso alternativo dei veicoli, ottenuto privilegiando gli ipermercati per la raccolta di PFW e visitando solo quei supermercati o minimarket vicini agli ipermercati, senza servire quelli rimanenti.

Per essere più precisi, il presente studio integra gli studi precedenti in quanto, contrariamente a entrambe, tiene conto della reale ubicazione dei 1557 supermercati della regione Emilia-Romagna (Fig 3).

Pertanto, i punti della catena di approvvigionamento alimentare in cui viene generato il PFW sono noti e non devono più essere stimati su base probabilistica. Con questa regolazione, il modello viene utilizzato per determinare la posizione ottimale di una serie di centri di distribuzione in cui deve essere spedito il PFW raccolto nei supermercati, tenendo conto delle diverse possibili configurazioni della rete di logistica inversa. "Ottimale" in questo contesto significa che la posizione consente di ridurre al minimo l'impatto totale del sistema di logistica inversa.

L'Università di Parma, in collaborazione con l'Università di Bologna e l'Università di Ferrara e diverse aziende chiave (principalmente produttori di macchine alimentari e operatori logistici), sta attualmente sviluppando un progetto di ricerca chiamato SORT, il cui obiettivo generale è sviluppare una soluzione integrata per gestire efficacemente il recupero di PFW nella catena di approvvigionamento, concentrandosi sulla quantità di rifiuti generati nei supermercati. L'area della regione Emilia-Romagna, nel nord Italia, è stata selezionata come punto di partenza per questa analisi (che dovrebbe coprire l'intera Italia nel prossimo futuro), essendo vicina alla posizione della maggior parte del progetto partner. Uno dei compiti del progetto, su cui l'Università di Parma si è espressamente concentrato, è stato quello di progettare un efficiente canale di logistica inversa per recuperare, immagazzinare, disimballare e rielaborare il PFW.

In linea con il fatto che un canale logistico inverso per PFW non esiste nella regione target e può quindi essere definito arbitrariamente, si presume che un numero variabile di strutture di recupero per gli alimenti sprecati (ovvero i centri di distribuzione) possa essere incluso nel sistema. Il numero e la posizione dei controller di dominio devono essere determinati per ridurre al minimo l'impatto del sistema. Dai centri di distribuzione, il PFW deve essere spedito a un centro di smistamento, per il disimballaggio e il trattamento.

Il sistema di logistica inversa richiederà attività di trasporto e stoccaggio. Le attività di trasporto necessarie per raccogliere il PFW dai supermercati e spedirlo a dei centri di distribuzione saranno svolte utilizzando camion da 3,5 tonnellate. Al contrario, saranno utilizzati veicoli di capacità superiore (camion da 28 tonnellate) per trasportare il PFW dai centri di distribuzione ai centri di smistamento. Per quanto riguarda le attività di

stoccaggio, una capacità di stoccaggio di 33 pallet (che riflette il carico di un camion da 28 tonnellate) sarà noleggiata in ogni centro della rete.

7.2 Definizione degli obiettivi

In questo studio è stata eseguita un'analisi LCA del sistema logistico per valutare l'impatto ambientale delle attività logistiche necessarie per raccogliere il PFW dai supermercati e per spedirlo ai centri di distribuzione e ai centri di smistamento per il ritrattamento. L'analisi LCA si concentra sui tre scenari e prende in considerazione l'intero ammontare di PFW generato nella regione Emilia-Romagna in Italia.

7.2.1 Unità funzionale

L'unità funzionale fornisce un'unità di riferimento per la quale i dati di inventario sono normalizzati (ISO 14040,2006). Come già menzionato, tramite contatti diretti con diversi supermercati distribuiti in tutta la regione Emilia-Romagna è stato valutato che i rivenditori della regione hanno sprecato giornalmente 38.056 tonnellate di PFW nel 2015; questo valore viene scelto come unità funzionale.

7.2.2 Confini del sistema

Il contesto esaminato in questo documento riguarda i prodotti alimentari confezionati sprecati presso i supermercati in Emilia-Romagna. L'analisi LCA mira principalmente a valutare l'impatto ambientale delle attività logistiche necessarie per raccogliere il PFW dai supermercati, spedirlo a più centri di distribuzione e infine consegnarlo a un centro di smistamento. Di conseguenza, i confini del sistema negli scenari 1 e 2 iniziano dai supermercati della regione e terminano nel centro di smistamento (Fig.41).

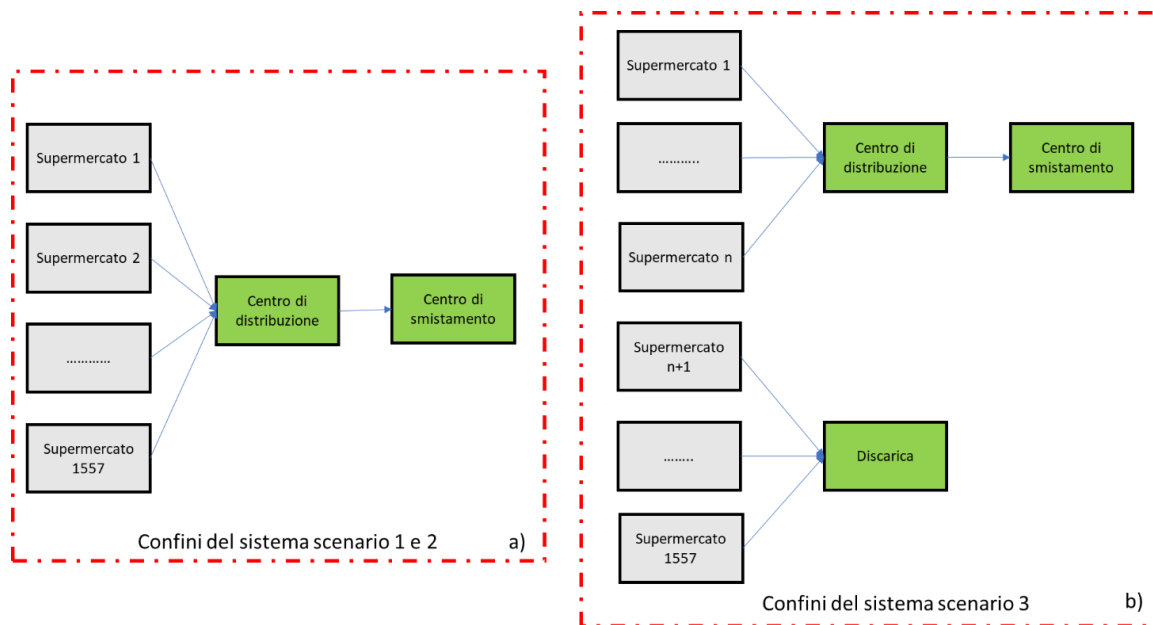


Figura 41 Confini del sistema

Nello scenario 3, le attività di raccolta sono limitate ad alcuni supermercati selezionati, il cui numero ($N < 1557$), può variare a seconda del vincolo impostato per la selezione dei supermercati. La quantità di PFW scartata dai restanti supermercati sarà smaltita nelle discariche; il suo contributo ambientale è pertanto preso in considerazione nella valutazione. In linea con questa considerazione, il sistema riparte dai supermercati e termina in parte nei centri di smistamento e in parte nelle discariche.

Indipendentemente dallo scenario, il trattamento del PFW presso il centro di smistamento è sempre escluso dall'analisi, poiché includendo ciò comporterebbe anche le opzioni di valorizzazione dei rifiuti alimentari recuperati e del materiale di imballaggio da includere nella valutazione LCA. Sono stati condotti studi dedicati per valutare questi aspetti per specifiche categorie di prodotti (Mosna et al. 2016) o per materiale da imballaggio (Vitale et al. 2018).

7.3 Analisi d'inventario

In questa fase si descrive in dettaglio i dati di inventario, che sono stati introdotti o evitati nei tre scenari.

Valutare l'impatto ambientale delle attività di trasporto è particolarmente importante quando la distanza coperta è elevata o il trasporto non può sfruttare spedizioni a carico completo (Bertolini et al. 2016). Per quanto riguarda il primo aspetto, i dati relativi alle

distanze di trasporto contemplati per la raccolta PFW dai supermercati, la loro spedizione verso i centri di stoccaggio e infine la sua consegna al centro di smistamento sono derivati dai risultati del modello applicata ai diversi scenari. Secondo Bertolini et al. (2016), ogni volta che un camion trasporta un carico inferiore alla sua capacità massima (il che significa che la capacità di carico del veicolo non è completamente saturata) l'impatto ambientale dell'unità funzionale scelto (ad esempio una tonnellata di carico) può variare e stima il consumo di carburante e le emissioni di CO₂ di un camion vuoto (peso lordo: 24–40 tonnellate) di ca. il 61% inferiori rispetto a quelle di un camion a pieno carico, Bertolini et al. (2016) hanno ipotizzato un rapporto simile a quello vero per le restanti categorie di impatti ambientali; ogni volta che il fattore di carico del camion è intermedio tra lo 0% e il 100%, l'impatto complessivo del camion è stato stimato utilizzando un coefficiente di carico LCF calcolato come segue:

$$LCF = LF * IFLT + (1-LF) * 0.61 * IFLT$$

LF = fattore di carico

IFLT = impatto a pieno carico

Secondo l'equazione di cui sopra, l'impatto ambientale di un camion il cui fattore di carico è del 50% rappresenterà l'80,5% dell'impatto di un camion a pieno carico. Tuttavia, anche se l'impatto di questo veicolo è inferiore, ogni chilogrammo di prodotto trasportato dal carrello avrà maggiore impatto tra l'impatto del veicolo e il peso complessivo del prodotto impatto ambientale, che sarà calcolato come rapporto trasportati. Pertanto, nel caso di un camion mezza caricata, l'impatto di ogni chilogrammo di prodotto trasportato sarà 1,61 (cioè 0,805 / 0,5) volte l'impatto di un corrispondente chilogrammo di prodotto trasportato da un pieno carico camion carico. Il coefficiente ottenuto mediante quest'ultimo calcolo è indicato come LCF / LF in tutto il documento.

Nel caso in esame, la valutazione ambientale è fatta assumendo camion con una capacità di carico di 3,5 tonnellate EURO 4 o camion con una capacità di 28 tonnellate EURO 4 autocarri in funzione della fase di trasporto, tenendo conto l'età media dei mezzi pesanti in Italia nel 2018. La LF dei veicoli utilizzati per raccogliere il PFW è stata calcolata tenendo conto del numero massimo di supermercati al giorno che possono essere serviti da un camion, cioè 14, che ha permesso di ricavare il numero totale di camion necessari per la raccolta del PFW nei diversi scenari (ad esempio 1557/14 112 negli scenari 1 e 2). La

quantità di PFW raccolta da ciascun camion è stata ottenuta come rapporto tra la quantità totale di PFW recuperata e il numero di camion utilizzati; la saturazione media è stata ottenuta dividendo metà di questo valore per la capacità del camion. Per quanto riguarda il trasporto dai centri di distribuzione al centro di smistamento nello scenario 1 sono ipotizzate le spedizioni a carico completo di camion, poiché non esistono vincoli sul tempo di stoccaggio. Nello scenario 2, se il vincolo sul numero massimo di giorni di stoccaggio non consente spedizioni a carico completo di camion, l'LF dei camion viene calcolato tenendo conto della quantità di PFW raccolta durante il tempo massimo di stoccaggio.

Inoltre, per lo scenario 3, l'impatto ambientale del PFW smaltito nelle discariche è stato stimato applicando l'impatto del set di dati "Trattamento dei rifiuti solidi urbani {CH} di, discarica sanitaria APOS, U", disponibile nel database EcoInvent 3.4. Questo set di dati è stato estrapolato dal 2000 al 2017. L'incertezza è stata adeguata di conseguenza.

7.4 Analisi degli impatti e conclusioni

La piattaforma software SimaPro versione 8.4 contiene una serie di metodi di valutazione dell'impatto che possono essere utilizzati per calcolare i risultati della valutazione dell'impatto. Questi metodi sono suddivisi in sottogruppi, vale a dire europei, nordamericani, problema unico, impronta idrica e sostituiti. Osservando i metodi europei, è possibile utilizzare otto procedure per calcolare i risultati della valutazione d'impatto; in particolare, i tre metodi più utilizzati sono EPD, ILCD e ReCiPe, che comprendono rispettivamente sette, undici e diciassette categorie di impatto. Di questi tre metodi, è stato selezionato il metodo ReCiPe (Huijbregts et al. 2016) in quanto è il più utilizzato nel contesto delle attività di trasporto (Hooftman et al. 2016) e può fornire una panoramica completa delle varie categorie di impatto; inoltre, l'incertezza dei risultati a livello di punto medio è relativamente bassa. Per questo metodo, le categorie di impatto selezionate per l'LCA sono: (i) Global warming, (ii) Ozone formation — Terrestrial ecosystems, (v) Fine particulate matter formation, (xiii) Human non-carcinogenic toxicity. Il *Global warming* è stato selezionato perché spesso è l'unica categoria di impatto considerata negli studi incentrati sulle attività di trasporto (Mitropoulos e Prevedouros, 2015;). Le restanti categorie di impatto sono state incluse nell'analisi in linea con un recente studio sull'impatto ambientale della fase di trasporto (Hooftman et al. 2016).

I valori di LF impostati nel calcolo dell'impatto ambientale sono derivati dai risultati restituiti dal modello e sono proposti nelle tabelle 30-31.

Tabella 30 LF per lo scenario 1 e 2 (Rs= supermercato, Dc= centro di distribuzione, Mf = centro di smistamento)

Number of DCs	Scenario 1		Scenario 2a		Scenario 2b		Scenario 2c		Scenario 2d	
	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)
1	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%
2	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%
3	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%
4	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%
5	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%
6	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%
7	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	97.08%
8	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	84.95%
9	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	75.51%
10	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	67.96%
11	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	61.78%
12	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	56.63%
13	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	52.27%
14	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	97.08%	4.85%	48.54%
15	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	90.61%	4.85%	45.30%
16	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	84.95%	4.85%	42.47%
17	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	79.95%	4.85%	39.97%
18	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	75.51%	4.85%	37.75%
19	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	100%	4.85%	71.53%	4.85%	35.77%

Tabella 31 LF per lo scenario 3(Rs= supermercato, Dc= centro di distribuzione , Mf = centro di smistamento)

Number of DCs	Scenario 3a		Scenario 3b		Scenario 3c		Scenario 3d		Scenario 3e	
	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)	LF (RS->DC)	LF (DC->MF)
19	6.44%	100%	5.95%	100%	5.74%	100%	5.38%	100.00%	5.13%	100%

Risultati per lo scenario 1

I risultati LCA dello scenario 1 sono mostrati in Fig.42 e Tabella 32.

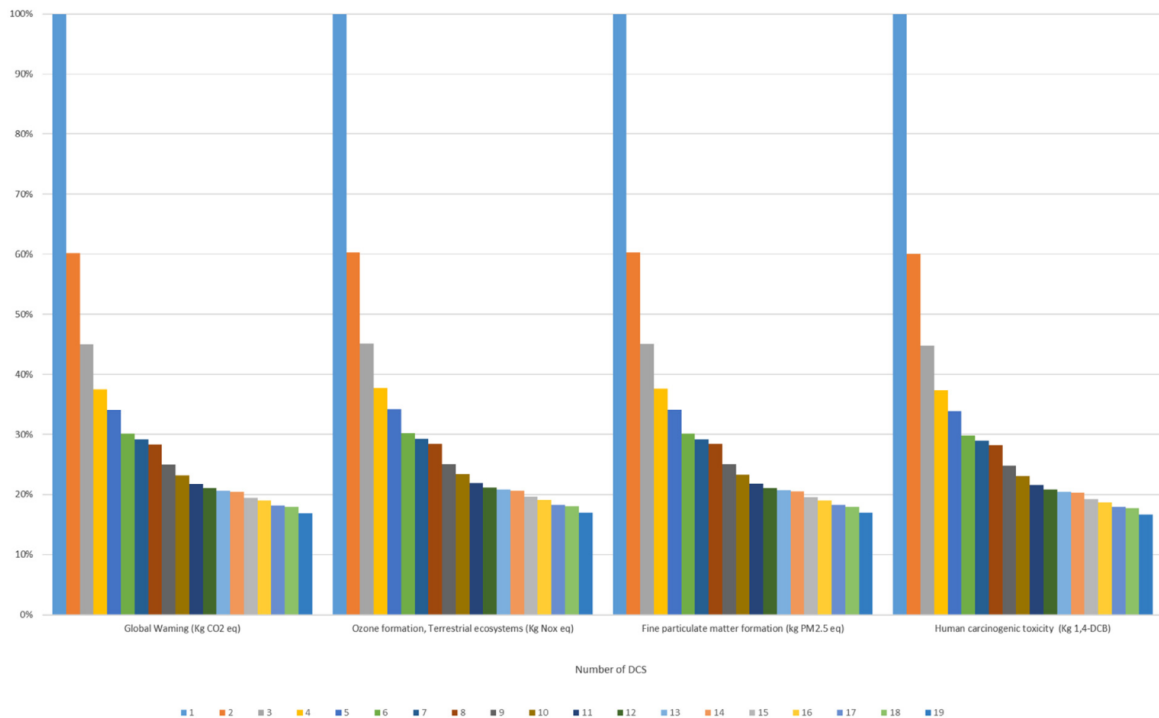


Figura 42 Impatto ambientale scenario 1

Tabella 32 Impatto ambientale scenario 1

Number of DCs	Distance [km/day]		DC→ MF			RS→ DC			Global Warming (kg CO2 eq)			Ozone formation – Terrestrial ecosystems (kg Nox eq)			Fine particulate matter formation (kg PM2.5 eq)			Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB)		
	DC→MF	RS→DC	LF [%]	LCF [%]	LCF/LF	LF [%]	LCF [%]	LCF/LF	DC→MF	RS→DC	Total	DC→MF	RS→DC	Total	DC→MF	RS→DC	Total	DC→MF	RS→DC	Total
	1	5.25E+01	7.20E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	3.35E+02	8.29E+04	8.33E+04	1.51E+00	3.25E+02	3.27E+02	4.21E-01	9.81E+01	9.85E+01	1.60E+00	5.84E+02
2	1.22E+02	4.29E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.75E+02	4.94E+04	5.01E+04	3.50E+00	1.94E+02	1.97E+02	9.74E-01	5.84E+01	5.94E+01	3.70E+00	3.48E+02	3.52E+02
3	1.23E+02	3.18E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.86E+02	3.67E+04	3.75E+04	3.55E+00	1.44E+02	1.47E+02	9.87E-01	4.34E+01	4.44E+01	3.75E+00	2.58E+02	2.62E+02
4	1.20E+02	2.65E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.64E+02	3.05E+04	3.13E+04	3.45E+00	1.20E+02	1.23E+02	9.61E-01	3.61E+01	3.70E+01	3.65E+00	2.15E+02	2.19E+02
5	1.14E+02	2.40E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.24E+02	2.76E+04	2.84E+04	3.27E+00	1.08E+02	1.12E+02	9.11E-01	3.27E+01	3.36E+01	3.46E+00	1.95E+02	1.98E+02
6	1.07E+02	2.11E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.82E+02	2.44E+04	2.50E+04	3.08E+00	9.55E+01	9.86E+01	8.57E-01	2.88E+01	2.97E+01	3.26E+00	1.72E+02	1.75E+02
7	1.08E+02	2.05E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.89E+02	2.36E+04	2.43E+04	3.11E+00	9.26E+01	9.57E+01	8.66E-01	2.79E+01	2.88E+01	3.29E+00	1.66E+02	1.70E+02
8	1.14E+02	1.99E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.27E+02	2.29E+04	2.36E+04	3.28E+00	8.98E+01	9.31E+01	9.14E-01	2.71E+01	2.80E+01	3.47E+00	1.61E+02	1.65E+02
9	1.11E+02	1.74E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.07E+02	2.01E+04	2.08E+04	3.19E+00	7.87E+01	8.19E+01	8.88E-01	2.37E+01	2.46E+01	3.37E+00	1.41E+02	1.45E+02
10	1.07E+02	1.62E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.84E+02	1.87E+04	1.94E+04	3.09E+00	7.32E+01	7.63E+01	8.60E-01	2.21E+01	2.29E+01	3.27E+00	1.32E+02	1.35E+02
11	1.09E+02	1.51E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.96E+02	1.74E+04	1.81E+04	3.14E+00	6.84E+01	7.15E+01	8.74E-01	2.06E+01	2.15E+01	3.32E+00	1.23E+02	1.26E+02
12	1.11E+02	1.46E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.06E+02	1.68E+04	1.75E+04	3.19E+00	6.61E+01	6.92E+01	8.87E-01	1.99E+01	2.08E+01	3.37E+00	1.19E+02	1.22E+02
13	1.10E+02	1.43E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.04E+02	1.65E+04	1.72E+04	3.18E+00	6.47E+01	6.79E+01	8.85E-01	1.95E+01	2.04E+01	3.36E+00	1.16E+02	1.20E+02
14	1.10E+02	1.42E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	7.04E+02	1.64E+04	1.71E+04	3.18E+00	6.42E+01	6.73E+01	8.85E-01	1.93E+01	2.02E+01	3.36E+00	1.15E+02	1.19E+02
15	1.04E+02	1.35E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.61E+02	1.56E+04	1.62E+04	2.99E+00	6.10E+01	6.40E+01	8.31E-01	1.84E+01	1.92E+01	3.16E+00	1.10E+02	1.13E+02
16	1.05E+02	1.31E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.68E+02	1.51E+04	1.58E+04	3.02E+00	5.93E+01	6.24E+01	8.39E-01	1.79E+01	1.87E+01	3.19E+00	1.07E+02	1.10E+02
17	1.05E+02	1.25E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.73E+02	1.45E+04	1.51E+04	3.04E+00	5.67E+01	5.97E+01	8.46E-01	1.71E+01	1.79E+01	3.21E+00	1.02E+02	1.05E+02
18	1.05E+02	1.24E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.71E+02	1.43E+04	1.49E+04	3.03E+00	5.60E+01	5.90E+01	8.44E-01	1.69E+01	1.77E+01	3.20E+00	1.01E+02	1.04E+02
19	1.05E+02	1.16E+04	1	1	1	4.85	62.9	12.967	6.67E+02	1.34E+04	1.41E+04	3.01E+00	5.25E+01	5.55E+01	8.39E-01	1.58E+01	1.67E+01	3.19E+00	9.43E+01	9.75E+01

L'LF dei camion è riportato per completezza in questa Tabella, per dettagliare il calcolo dell'LCF.

I risultati dello scenario 1 mostrano che l'aumento del numero di centri di distribuzione provoca una sostanziale riduzione dell'impatto ambientale del sistema. I risultati sono simili per tutte le categorie di impatto valutate a causa della stessa fonte di impatto valutata (ad es. Trasporto) (Fig.42). Per lo stesso motivo, la riduzione dell'impatto ambientale è direttamente proporzionale alla distanza di trasporto. All'aumentare del numero di centri di distribuzione, infatti, diminuisce la distanza percorsa per la raccolta di PFW dai supermercati. L'impatto ambientale è causato da due attività di trasporto, ovvero la raccolta di PFW da supermercati ai centri di distribuzione e la sua spedizione dai centri

di distribuzione a quello di smistamento. Tuttavia, la maggior parte dell'impatto è dovuto alla prima fase del trasporto, per tre motivi principali: distanze più lunghe percorse; utilizzo di piccoli veicoli il cui impatto è 3-4 volte maggiore di quello dei veicoli utilizzati per la seconda fase del trasporto; basso livello di saturazione dei veicoli utilizzati (circa il 5%), il che implica che il loro impatto è aumentato di 12 volte. Al contrario, nello scenario 1 il trasporto da centro di distribuzione al centro di smistamento è una spedizione a carico completo di camion (LF = 100%).

Risultati per lo scenario 2

Nello scenario 2, l'impatto ambientale delle configurazioni ottenute impostando un vincolo sul tempo di archiviazione massimo consentito (20, 15, 10 o 5 giorni) non varia in modo significativo rispetto allo scenario 1. In effetti, imporre un vincolo sul tempo di archiviazione massimo influisce solo la fase di trasporto dai centri di distribuzione al centro di smistamento e l'impatto è maggiore quando si imposta un vincolo rigoroso (cioè un massimo di 5 giorni di conservazione). Questa fase di trasporto ha effetti apprezzabili sull'impatto ambientale complessivo del sistema (dal 19,05 al 28,66% di impatto per le quattro categorie considerate) solo quando si impostano 5 giorni per il tempo massimo di conservazione consentito; in caso contrario, il suo impatto ambientale è trascurabile. La Tabella 33 mostra un estratto dell'impatto ambientale dello scenario 2, limitato alla configurazione con 19 centri di distribuzione nel sistema logistico inverso.

Tabella 33 Impatto ambientale scenario 2

Scenario	Distance (km/day)		DC→MF			RS→DC			Global Warming (kg CO2 eq)			Ozone formation - Terrestrial ecosystems (kg Nox eq)			Fine particulate matter formation (kg PM2.5 eq)			Human carcinogenic toxicity (kg 1,4-DCB)		
	DC→MF	RS→DC	LF (%)	LCF (%)	LCF/LF	LF (%)	LCF (%)	LCF/LF	DC→MF	RS→DC	Total	DC→MF	RS→DC	Total	DC→MF	RS→DC	Total	DC→MF	RS→DC	Total
Scenario 2a	104.81	11621.83	100	1.00	1.00	4.85	0.63	12.97	6.69E+02	1.34E+04	1.41E+04	3.02E+00	5.25E+01	5.55E+01	8.40E-01	1.58E+01	1.67E+01	3.19E+00	9.43E+01	9.75E+01
Scenario 2b	105.00	11621.83	100	1.00	1.00	4.85	0.63	12.97	6.70E+02	1.34E+04	1.41E+04	3.02E+00	5.25E+01	5.55E+01	8.42E-01	1.58E+01	1.67E+01	3.20E+00	9.43E+01	9.75E+01
Scenario 2c	183.53	11621.83	71.53	0.89	1.24	4.85	0.63	12.97	1.45E+03	1.34E+04	1.48E+04	6.57E+00	5.25E+01	5.91E+01	1.83E+00	1.58E+01	1.77E+01	6.95E+00	9.43E+01	1.01E+02
Scenario 2d	350.11	11621.83	35.77	0.75	2.10	4.85	0.63	12.97	4.68E+03	1.34E+04	1.81E+04	2.11E+01	5.25E+01	7.36E+01	5.88E+00	1.58E+01	2.17E+01	2.23E+01	9.43E+01	1.17E+02

Risultati per lo scenario 3

Nello scenario 3, l'impatto ambientale derivante dalle diverse configurazioni varia in modo significativo. Infatti, la selezione dei supermercati da visitare consente di ridurre sensibilmente la distanza di trasporto per la raccolta PFW; allo stesso tempo, tuttavia, la necessità di smaltire in discarica una quota residua di PFW porta a impatti ambientali che

variano tra le diverse categorie di impatto. La Figura 43 (a-d) mostra la percentuale delle quattro categorie di impatto considerate in funzione di la configurazione del sistema e della fase del ciclo di vita.

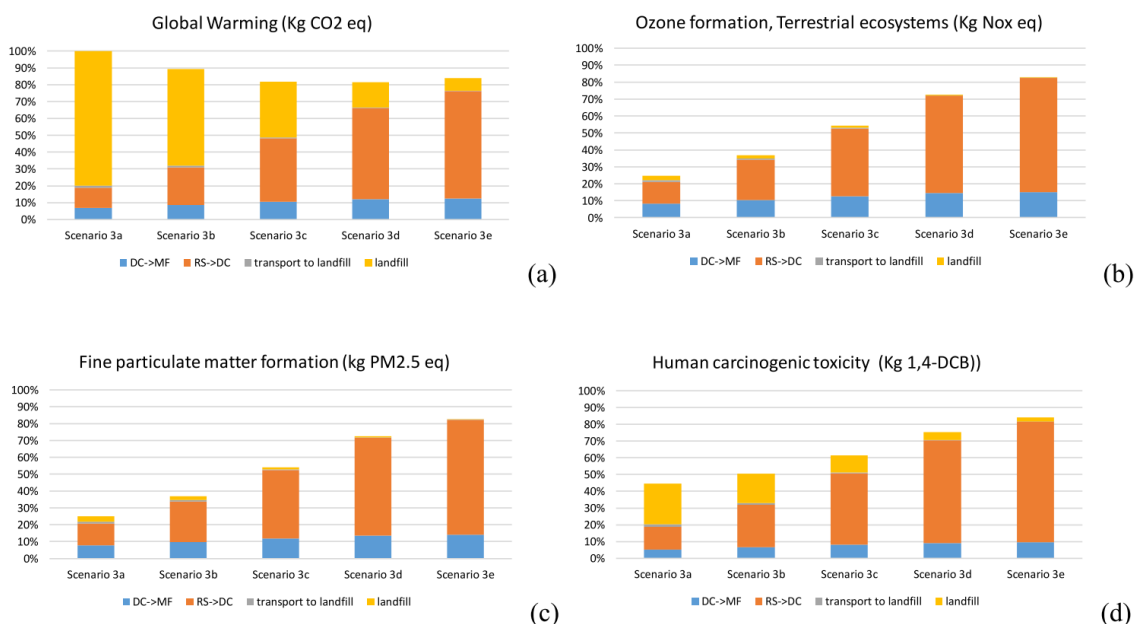


Figura 43 Impatto ambientale scenario 3

Come si può vedere da questa figura, il *global warming* è la categoria di impatto che aumenta maggiormente con l'aumento della quota di PFW smaltita nelle discariche (ovvero dallo scenario 3e allo scenario 3a).

Nel complesso, i risultati risultanti dai tre scenari sono stati riassunti in Tabella 12. Tuttavia, a causa delle differenze nei confini del sistema, solo gli scenari 1 e 2 possono essere confrontati direttamente. Dal confronto di questi scenari, è facile vedere che lo scenario 3d è la configurazione più impattante, soprattutto a causa dell'elevato impatto nelle categorie *Global warming* e *Ozone formation*.

7.4.1 Conclusioni

Questo documento ha proposto una valutazione ambientale di diversi scenari di logistica inversa per la raccolta dei PFW dai supermercati della regione Emilia-Romagna (Italia) e la spedizione a un centro di smistamento per il trattamento. L'analisi proposta si basa su alcuni studi precedenti e li integra prendendo in considerazione la posizione reale dei 1557 supermercati della regione e la distanza reale coperta dai trasporti stradali per raccogliere il PFW e spedirlo ai centri di distribuzione e quindi al centro di smistamento.

Da un punto di vista ambientale, gli scenari analizzati mostrano un comportamento diverso, il che è particolarmente evidente quando si guarda l'indicatore del *Global Warming*. Più precisamente, se si imposta 5 giorni di stoccaggio massima per il PFW (scenario 2d), l'impatto ambientale aumenta in media del 25% per ciascuna categoria di impatto considerata. È quindi fondamentale valutare se il PFW può essere recuperato o riutilizzato come mangime per animali se sono consentiti più di 5 giorni di conservazione o se questo è il tempo massimo consentito di conservazione; questo aspetto va oltre lo scopo di questo documento ed è lasciato per studi futuri. Per quanto riguarda lo scenario 3, il punto chiave è che non viene recuperata tutta la quantità di PFW scartata. I risultati di questo scenario mostrano che la quota di PFW non raccolta e messa in discarica ha un impatto maggiore sul riscaldamento globale rispetto alle attività di trasporto necessarie per raccogliere la quota rimanente di PFW. Poiché viene eliminata una quota di PFW, questo scenario trarrebbe comunque beneficio da una valutazione più dettagliata, tenendo conto del requisito della Commissione europea di ridurre il numero di aree di discarica nell'Unione europea.

I risultati sopra riportati perfezionano i risultati ottenuti in studi precedenti e offrono nuove informazioni sulle prestazioni ambientali di diversi scenari di logistica inversa per il recupero degli sprechi alimentari.

8 CONCLUSIONI

La presente tesi ha avuto come oggetto la valutazione della sostenibilità ambientale di un nuovo sistema per la valorizzazione del *Food Waste* generato durante la fase di distribuzione e vendita al dettaglio all'interno della regione Emilia-Romagna, tramite la discussione di alcuni casi studio realizzati durante il triennio di dottorato. Per la realizzazione di questi studi è stato adottato il metodo denominato Life Cycle Assessment (LCA), metodo 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 panoramica sul problema del *Food Waste* a livello globale, sulla sua evoluzione la sua quantificazione lungo tutta la filiera agroalimentare (Capitolo 1), è stata eseguita poi un'introduzione generale relativa al metodo LCA, sulle sue origini, le normative che lo regolamentano e le fasi in cui è strutturato (Capitolo 2).

Nel terzo capitolo è stato descritto il nuovo progetto denominato "SORT" che ha come fine ultimo la valorizzazione dello scarto alimentare generato durante le fasi di distribuzione e vendita al dettaglio tramite lo spaccettamento e la valorizzazione delle diverse matrici alimentari e del packaging.

Nel capitolo 4 è stata valutata la sostenibilità ambientale dell'utilizzo di scarti alimentari a base farina (come pane, biscotti e pasta) per la produzione di mangimi animali in sostituzione dei cereali tradizionalmente usati. Nel complesso, questo studio dimostra chiaramente che il metodo di produzione di mangimi per animali che utilizza in parte lo scarto alimentare (in questo caso prodotti da forno e pasta) può essere un'opzione più rispettosa nei confronti dell'ambiente rispetto alla produzione tradizionale di mangimi dove vengono utilizzati ad esempio cereali coltivati appositamente.

Nello specifico, utilizzando tutti i PAF raccolti all'interno dei supermercati dell'Emilia-Romagna per la produzione di mangimi si evita un'emissione annua di circa 400 tonnellate di CO₂eq.

Il capitolo 5 è incentrato su uno studio LCA relativo alla produzione di Pet Food tramite l'utilizzo di scarti alimentari a base carne. I prodotti a base di carne hanno un impatto ambientale significativo (dovuto, in particolare, alle fasi di allevamento e macellazione) e

lo spreco di questi prodotti alimentari è un problema enorme sia dal punto di vista ambientale ma anche da quello economico. Il problema è aggravato dal fatto che la durata di conservazione dei prodotti a base di carne è spesso limitata, poiché la maggior parte di questi prodotti sono freschi e non trasformati.

Sulla base di queste considerazioni, questo studio ha valutato i benefici ambientali derivanti dall'uso della frazione di carne proveniente dai rifiuti alimentari confezionati in sostituzione della carne allevata appositamente che viene impiegata attualmente per la produzione di alcuni alimenti per animali domestici. La principale conclusione di questi risultati è che le fasi aggiuntive di raccolta, conservazione, smistamento e disimballaggio dei rifiuti alimentari hanno un impatto limitato sull'ambiente rispetto all'impatto causato dall'allevamento e dalla macellazione del tessuto muscolare, che è particolarmente rilevante nel caso di *Pet Food* a base di carne bovina. Nel caso del prodotto Paté, l'attuale uso di sottoprodotti provenienti dai macelli ha un effetto piuttosto limitato sull'impatto ambientale.

Nel capitolo 6 si valuta l'impatto ambientale di un nuovo processo industriale per il recupero e valorizzazione dei materiali di imballaggio derivati da rifiuti alimentari confezionati. Ogni anno nella Regione Emilia-Romagna 14.300 tonnellate di alimenti confezionati raccolti dai negozi al dettaglio e durante la fase di distribuzione vengono sprecati e inviati alle discariche. Tra queste quantità, circa il 13,8% (ovvero 1.973 tonnellate/anno) è costituito da materiale da imballaggio che, al momento, non è né smistato né riciclato. Un modo per risolvere questo problema è introdurre un complesso sistema di raccolta e smistamento in grado di spaccettare il *Food Waste* e quindi separare la matrice organica dal proprio packaging. Sulla base di queste premesse, lo studio effettua una valutazione ambientale di un sistema in grado di raccogliere il *Food Waste* dalle strutture di distribuzione e punti vendita e inviarlo a una struttura di smistamento, dove i materiali di imballaggio verranno suddivisi e inviati alla migliore opzione di fine vita.

Nel complesso, questo studio dimostra che il processo proposto, che comprende la selezione e una valorizzazione del fine dei materiali di imballaggio come ad esempio il riciclaggio e la termovalorizzazione, può offrire vantaggi ambientali rispetto allo scenario attuale in cui i materiali di imballaggio di scarti alimentari vengono smaltiti in discarica.

Nel capitolo 7 si propone una valutazione ambientale di diversi scenari di logistica inversa per la raccolta di rifiuti alimentari confezionati dalla catena di vendita al dettaglio della

regione Emilia-Romagna (Italia), spedendoli a una serie di centri di distribuzione per lo stoccaggio e ad una struttura di smistamento dove viene spaccettato, con l'obiettivo per deviarlo dallo smaltimento in discariche verso canali alternativi. L'ottimizzazione dei trasporti costituisce un elemento significativo per il miglioramento della sostenibilità ambientale del settore agroalimentare.

Attualmente è in fase di sviluppo uno studio finale sull'analisi ambientale globale del progetto SORT che va a riassumere e completare gli studi descritti in questo documento.

In particolare, lo scarto alimentare verrà separato nelle seguenti categorie:

- Prodotti a base di carne e pesce che verranno valorizzati nella produzione di *Pet Food*;
- Prodotti a base farina che verranno valorizzati nella produzione di mangimi per animali a base di cereali;
- Altri prodotti che verranno utilizzati per alimentare un digestore per la produzione di biogas.

Grazie ad uno studio globale che comprende la valorizzazione di tutte le matrici alimentari e del packaging, si avrà una visione completa a livello ambientale delle performance di questo ambizioso progetto pilota che potrà essere replicato anche in altre regioni italiane con alcuni accorgimenti.

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) Agri-footprint 2.0 – Part 2: Description of data, 2015. Document version 2.0, September 2015 available at: <http://www.agri-footprint.com/users/>.
- 2) Albizzati, P.F., Tonini, D., Chammard, C.B., Astrup, T.F. 2019. Valorisation of surplus Food in the French retail sector: Environmental and economic impacts. *Waste Management*, 90, pp. 141-151.
- 3) Alexander, C., Smaje, C., 2008. Surplus retail Food redistribution: An analysis of a third sector model. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 1290–1298.
- 4) Al-Maaded, M., Madi, N.K., Kahraman, R., Hodzic, A., Ozerkan, N.G., 2012. An overview of solid Waste management and plastic recycling in Qatar. *J. Polym. Environ.* 20, 186–194.
- 5) Gu, F., Guo, J., Zhang, W., Summers, P.A., Hall, P., 2017. From Waste plastics to industrial raw materials: A life cycle assessment of mechanical plastic recycling practice based on a real-world case study. *Sci. Total Environ.* 601–602, 1192–1207.
- 6) Atritor, 2017. Turbo separator application. <http://www.atritor.com>.
- 7) Barreto, S., Ferreira, C., Paixão, J., Sousa Santos, B., 2007. Using clustering analysis in a capacitated location-routing problem. *European J. Oper. Res.* 179, 968–977.
- 8) BCFN 2012. Food Waste: causes, impacts and proposals. Parma, Italy: Barilla Center for Food and Nutrition.
- 9) Beretta, C., Stoessel, F., Baier, U., Hellweg, S., 2013. Quantifying Food losses and the potential for reduction in Switzerland. *Waste Manag.* 33, 764–773.
- 10) Bertolini, M., Bottani, E., Vignali, G., Volpi, A., 2016. Comparative life cycle assessment of packaging systems for extended shelf life milk. *Packag. Technol. Sci.* 29 (10), 525–546.
- 11) Bertolini, M., Bottani, E., Vignali, G., Volpi, A., 2016. Comparative life cycle assessment of packaging systems for extended shelf life milk. *Packag. Technol. Sci.* 29 (10), 525–546.

- 12) Bertoluci, G., Leroy, Y., Olsson, A., 2014. Exploring the environmental impacts of olive packaging solutions for the European Food market. *J. Cleaner Prod.* 64, 234–243.
- 13) Bicer, Y., Dincer, I., 2018. Life cycle environmental impact assessments and comparisons of alternative fuels for clean vehicles. *Resour. Conserv. Recycl.* 132, 141–157.
- 14) Boller EF, Avilla J, Joerg E, Malavolta C, Esbjerg, P, Wijnands FG, 2006. editors. Integrated production principles and technical guide- lines (PDF), IOBC WPRS Bulletin, 27(2): p. 54.
- 15) Bottani E., Vignali G., Mosna D., Montanari R., 2019. Economic and environmental assessment of different reverse logistics scenarios for Food Waste recovery. *Sustainable Production and Consumption*, 20, pp. 289-303.
- 16) Bottani, E., Casella, G., Mannino, F., Montanari, R., Vignali, G., 2018a. Scenario analysis for Food Waste recovery in logistic distribution. In: Proceedings of the XXIII Summer School Francesco Turco, 12-14 September 2018, Palermo, Italy. <http://www.summerschool-aidi.it/cms/extra/papers/104.pdf>.
- 17) Bottani, E., Mannino, F., Montanari, R., Vignali, G., 2018b. A routing and location model for Food Waste recovery in the retail and distribution phase. *Int. J. Logist. Res. Appl.* 21 (6), 557–578.
- 18) Brunklaus, B., Rex, E., Carlsson, E., Berlin, J. 2018. The future of Swedish Food Waste: An environmental assessment of existing and prospective valorization techniques. *Journal of Cleaner Production*, 202, pp. 1-10.
- 19) Bruntland, G.H., 1987. *Our Common Future: The World Commission on Environment and Development*. Oxford University Press, Oxford, UK
- 20) Buzby, J., Hyman, J., 2012. Total and per capita value of Food loss in the United States. *Food Policy* 37, 561–570.
- 21) Caldeira C., De Laurentiis V., Corrado S., Van Holsteijn F., Sala S., 2019. Quantification of Food Waste per product group along the Food supply chain in the European Union: a mass flow analysis, *Resources, Conservation and Recycling*, 149, pp. 479-488.

- 22) Cardoso Lopes, M., de Andrade, C.E., de Queiroz, T.A., Resende, M.G.C., Keidi Miyazawa, F., 2016. Heuristics for a hub location-routing problem. <http://dx.doi.org/10.1002/net.21685>.
- 23) COMIECO, 2016. 21° Rapporto raccolta, riciclo e recupero di carta e cartone 2015. Retrieved May 2017 from http://comieco.media.mweb.pro/allegati/2016/7/21_rapporto_comieco_dati-2015_157687.pdf.
- 24) Commissione European, 2008. Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the council of 19 November 2008 on Waste and repealing certain directives. Official Journal of the European Union of November 22 2008.
- 25) COREPLA, 2015. Relazione sulla gestione. Retrieved May 2017 from http://www.corepla.it/documenti/1af53d77-2634-4199-8714e4e556270c9a/03_02_Relazione.pdf.
- 26) Damgaard, A., Larsen, A.W., Christensen, T.H., 2009. Recycling of metals: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manage. Res.* 27 (8), 773–780.
- 27) Dekker, R., Bloemhof, J., Mallidis, I., 2012. Operations research for green logistics – An overview of aspects, issues, contributions and challenges. *European J. Oper. Res.* 219 (3), 671–679.
- 28) Ecoinvent. 2015 Ecoinvent data v2.2. Ecoinvent reports No1-25. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- 29) Eriksson, M., Ghosh R. Mattsson, L., Ismatov, A., 2017. Take-back agreements in the perspective of Food Waste generation at the supplier-retailer interface. *Resour. Conserv. Recycl.* 122, 83–93.
- 30) Eriksson, M., Strid, I., Hansson, P.-A., 2015. Carbon footprint of Food Waste management options in the Waste hierarchy - A Swedish case study. *J. Cleaner Prod.* 93, 115–125 art. no. 5103.
- 31) Etula, H., Antikainen, H., 2014. Determining an optimum inventory route for an aerial object: The case of forest inventory in Finland. *Fennia* 192 (1).
- 32) European Commission, 2015. Causes of Food Waste. Retrieved February 2015, from http://ec.europa.eu/Food/Food/sustainability/causes_en.htm.

- 33) European commission, DG ENV. 2010. Preparatory Study on Food Waste Across EU 27. Bruxelles.
- 34) Eurostat, 2017. Packaging Waste statistics. Eurostat statistics explained. Retrieved December 2017 from http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Packaging_Waste_statistics.
- 35) FAO 2015. Available at: <http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf>. Accessed May 2015, 2013a.
- 36) FAO, 1981. Food loss prevention in perishable crops. <http://www.fao.org/docrep/s8620e/s8620e00.htm>. (Accessed 3 October 2015).
- 37) FAO, 2011. Global food losses and Food Waste. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- 38) FAO, 2013. Food Wastage Footprint Impacts on Natural Resources. FAO. Retrieved May 2015, from <http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf>.
- 39) FareShare, 2011. National impact survey summary. <http://www.fareshare.org.uk/wordpress/wp-content/uploads/2011/10/Report-online.pdf>. (Accessed 28 October 2015).
- 40) Farhat A, Normand L, Chavez ER, Touchburn SP. 2001. Comparison of growth performance, carcass yield and composition, and fatty acid profiles of Pekin and Muscovy ducklings fed diets based on Food Wastes. *Can J Anim Sci*; 81:107–14.
- 41) Fehr, M., Calçado, M., Romão, D., 2002. The basis of a policy for minimizing and recycling Food Waste. *Environ. Sci. Policy* 5, 247–253.
- 42) FISE UNIRE & Fondazione per lo sviluppo sostenibile, 2016. L'Italia del riciclo 2016. Retrieved March 2017 from http://www.fondazionevilupposostenibile.org/wcontent/uploads/dlm_uploads/2016/12/rapporto_Italia_del_Riciclo_2016.pdf.
- 43) Fredriksen, H., Sørensen, B., Maroni, K., Krokann, Y., 2010. EMMA, packaging optimization and prevention of Food Waste. How can packaging contribute to less Food Waste in households Retrieved 15 March 2011 from <http://www.mepex.no/emma-rapport.pdf>.
- 44) Gala, A.B., Raugei, M., Fullana-i Palmet, P., 2015. Introducing a new method for calculating the environmental credits of end-of-life material recovery in attributional LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 645.

- 45) Garcia-Garcia, G., Woolley, E., Rahimifard, S., Colwill, J., White, R., Needham, L.A., 2017. Methodology for sustainable management of Food Waste. *Waste Biomass Valorization* 8 (6), 2209–2227;
- 46) Garcia-Garcia, G., Woolley, E., Rahimifard, S., 2015. A framework for a more efficient approach to Food Waste management. *Int. J. Food Eng.* 1, 65–72.
- 47) Govindan, K., Jafarian, A., Khodaverdi, R., Devika, K., 2014. Two-echelon multiple-vehicle location-routing problem with time windows for optimization of sustainable supply chain network of perishable Food. *Int. J. Prod. Econ.* 152, 9–28.
- 48) Green, C., 1999. Composting and green Waste product survey. *World Wastes* 42 (1), 22–30.
- 49) Griffin, M., Sobal, J., Lyson, T., 2009. An analysis of a community Food Waste stream. *Agric. Hum. Values* 26 (1), 67–81.
- 50) Grönman, K., Soukka, R., Järvi-Kääriäinen, T., Katajajuuri, J.-M., Kuisma, M., Koivupuro, H.-K., Ollila, M., Pitkänen, M., Miettinen, O., Silvenius, F., Thun, R., Wessman, H., Linnanen, L., 2013. Framework for sustainable Food packaging design. *Packag. Technol. Sci.* 26, 187–200.
- 51) Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Otterdijk, R., Meybeck, A., 2011. *Global Food Losses and Food Waste*. FAO, Rome.
- 52) HLPE. 2014. *Food losses and Waste in the context of sustainable Food systems*. A report by the High-Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.
- 53) Hooftman, N., Oliveira, L., Messagie, M., Coosemans, T., Van Mierlo, J., 2016. Environmental analysis of petrol diesel and electric passenger cars in a Belgian urban setting. *Energies* 9 (2), 1–24.
- 54) <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e.pdf>. (Accessed 28 October 2015).
- 55) Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Hollander, A., Zijp, M., van Zelm, R., 2016. *ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization*. Retrieved January 2018 from [http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=b0c868fc-15af-4700-94cf-e0fd4c19860e&type=pdf&disposition=in line](http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=b0c868fc-15af-4700-94cf-e0fd4c19860e&type=pdf&disposition=in%20line).

- 56) Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Hollander, A., Zijp, M., van Zelm, R., 2016. ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. Retrieved January 2018 from.
- 57) Hyde, K., Smith, A., Smith, M., Henningson, S., 2001. The challenge of Waste minimisation in the Food and drink industry: A demonstration project in East Anglia, UK. *J. Cleaner Prod.* 9, 57–64.
- 58) Infras, 2017. Handbook emission factors for road transport ver. 3.3. Bern. Available at: www.hbefa.net/e/index.html.
- 59) ISO 14040, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- 60) ISO 14044, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- 61) 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.
- 62) Karcher EL, Van Wyhe RC, Fraley SE, Szybisty CA, Karcher DM. 2012. Effect of snack Food by-product inclusion on production of laying hens. *Poult Sci*;91(6):1406–9.
- 63) Kjos NP, Overland M, Arnkvarn-Bryhni E, Sorheim 2000. O. Food Waste products in diets for growing-finishing pigs: effect on growth performance, carcass characteristics and meat quality. *Acta Agric Scand Sect A*;50(3):193–204.
- 64) Lam, C.-M., Yu, I.K.M., Hsu, S.-C., Tsang, D.C.W. 2018. Life-cycle assessment on Food Waste valorisation to value-added products. *Journal of Cleaner Production*, 199, pp. 840-848.
- 65) Larsen, A.W., Vrgoc, M., Christensen, T.H., Lieberknecht, P., 2009. Diesel consumption in Waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manage. Res.* 27, 652–659.

- 66) Legambiente, 2013. Ridurre e riciclare prima di tutto.http://www.legambiente.it/sites/default/files/docs/riduure_riciclare_primaditutto_dossier2013.pdf. (Accessed 28 November 2015).
- 67) Licciardello, F., 2017. Packaging, blessing in disguise. Review on its diverse contribution to Food sustainability. *Trends Food Sci. Technol.* 65,32–39.
- 68) Lipinski B, Hanson C, Lomax J, Kitinoja L, Waite R, Searchinger T. 2013. Reducing Food loss and Waste. Working Paper, Installment 2 of creating a sustainable Food future. Washington, CENTRI DI DISTRIBUZIONE: World Resources.
- 69) Lundqvist, J., de Fraiture, C., Molden, D., 2008. Saving water: From field to fork - curbing losses and wastage in the Food chain. Retrieved from http://www.siwi.org/wp-content/uploads/2015/09/PB_From_Filed_to_fork_2008.pdf. (Accessed 28 October 2015).
- 70) Malik, N., Kumar, P., Shrivastava, S., Ghosh, S.B., 2017. An overview on pet Waste recycling for application in packaging. *Int. J. Plastics Technol.* 21 (4),1–24.
- 71) Manfredi, M., Fantin, V., Vignali, G., Gavara, R., 2015. Environmental assessment of antimicrobial coatings for packaged fresh milk. *J. Cleaner Prod.* 95,291–300.
- 72) Manfredi, M., Vignali, G., 2014. LCA of a packaged tomato puree: a comparison of environmental impacts produced by different life cycle phases. *J. Cleaner Prod.* 73,275–284.
- 73) Manfredi, M., Vignali, G., 2015. Comparative life cycle assessment of hot filling and aseptic packaging systems used for beverages. *J. Food Eng.* 147,39–48.
- 74) Márquez MC, Ramos P. 2007 Effect of the inclusion of Food Waste in pig diets on growth performance, carcass and meat quality. *Animal*; 1:595–9.
- 75) Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2008. Life cycle assessment of Waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resour. Conservation Recycling* 52, 1391–1398.
- 76) Mitropoulos, L.K., Prevedouros, P.D., 2015. Life cycle emissions and cost model for urban light duty vehicles. *Transp. Res. D* 41, 147–159.
- 77) Mogensen L, Kristensen T, Nguyen TLT, Knudsen MT, Hermansen J E. 2014. Method for calculating carbon footprint of cattle feeds - Including contribution

- from soil carbon changes and use of cattle manure *Journal of Cleaner Production*, ;73:40–51.
- 78) Moreno Ruiz, E., Lévová, T., Reinhard, J., Valsasina, L., Bourgault, G., Wernet, G., 2016. Documentation of changes implemented in Ecoinvent database v3.3. Ecoinvent, Zürich, Switzerland. Retrieved March 2017 from https://www.ecoinvent.org/files/change_report_v3_3_final.pdf.
- 79) Mosna, D., Vignali, G., Bottani, E., Montanari, R. 2016. Life Cycle Assessment of a New Feed Production Obtained by Wasted Flour Food Collected from the Distribution and Retail Phases. *International Journal of Food Engineering*, 12 (9), pp. 807-825.
- 80) Myer RO, Brendemuhl JH, Johnson DD. 1999 Evaluation of dehydrated restaurant Food Waste products as feedstuffs for finishing pigs. *J Anim Sci*;77(3):685–92.
- 81) Nahman, A., de Lange, W., 2013. Costs of Food Waste along the value chain: Evidence from South Africa. *Waste Manag.* 33, 2493–2500.
- 82) Parfitt, J., Barthel, M., Macnaughton, S., 2010. Food Waste within Food supply chains: Quantification and potential for change to 2050. *Philos. Trans. R. Soc. B* 365, 3065–3081.
- 83) Pinacho A, García-Encina PA, Sancho P, Ramos P, Márquez MC. 2006 Study of drying systems for the utilization of biodegradable municipal solid Wastes as animal feed. *Waste Manage* ;26(5):495–503.
- 84) Prandini A, Morlacchini M, Cerioli C, Piva G. 2007 Derivati della lavorazione di prodotti da forno nella razione di suini pesanti. *Suinicoltura*; 5:81–6.
- 85) Ramírez-Zúñiga G, García-Castillo RF, Salinas-Chavira J, Vega A, Ruiloba MH, Hernández Bustamante JD, 2014. Effect of feeding dining room and kitchen Waste on growth performance of growing pigs. *Trop Subtrop Agroecosyst*; 17:241–8.
- 86) Remmen, T., 1998. Evaluation of Waste incinerators. *Waste Manag.* 18 (6–8), 393–402.
- 87) Saade, M.R.M., Gomes, V., da Silva, M.G., Ugaya, C.M.L., Lasvaux, S., Passer, A., Habert, G. 2019. Investigating transparency regarding ecoinvent users' system model choices. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24 (1).
- 88) Salemdeeb, R., zu Ermgassen, E.K.H.J., Kim, M.H., BalSCord, A., Al-Tabbaa, A., 2017. Environmental and health impacts of using Food Waste as animal feed: a

- comparative analysis of Food Waste management options. *J. Cleaner Prod.* 140, 871–880.
- 89) San Martin D, Ramos S, Zufia J. 2016. Valorisation of Food Waste to produce new raw materials for animal feed. *Food Chem*; 198:68–74.
- 90) Schoen, M., Fine, S., Gowen, M., 1999. Controlling methane. *World Wastes* 42 (1), 44–48.
- 91) Segrè, A., Falasconi, L., Morganti, E., 2009. Last minute market. Increasing the economic, social and environmental value of unsold products in the Food chain. In: Waldron, K.W., Moates, G.K., Faulds, C.B. (Eds.), *Total Food: Sustainability of the Agri-Food Chain*. RSC Publishing, UK.
- 92) SEIeditrice, 2012. Potere calorifico al kg materiali. Retrieved May 2017 from <http://www.seieditrice.com/manuale-di-costruzione/files/2012/01/Potere-calorifico-al-kg.pdf>.
- 93) 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.
- 94) Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M., Miller, H.L., 2007. Contribution of working group to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change (IPCC). Retrieved from http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm.
- 95) Stenmarck, Å., Jensen, C., Quested, T., Moates, G., 2016. Estimates of european Food Waste levels. *Fusions: Stockholm, Sweden*. Retrieved from <https://www.eu-fusions.org/index.php/publications/266-establishing-reliable-data-on-Food-Waste-and-harmonising-quantification-methods>.
- 96) Sugiura K, Yamatani S, Watahara M. 2009 Ecofeed, animal feed produced from recycled Food Waste. *Vet Ital*;45(3):397–404.
- 97) Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2010. *Ecoinvent Data*, Dübendorf, Switzerland.
- 98) Tonini, D., Albizzati, P.F., Astrup, T.F., 2018. Environmental impacts of Food Waste: Learnings and challenges from a case study on UK. *Waste Manag.* 76, 744–766.

- 99) Torki M, Kimiaee V. 2011 Replacing dietary corn with bakery by- products supplemented with enzyme and evaluating performance of laying hens. *Adv Environ Biol* ;5(4):542–6.
- 100) Ubeda, S., Arcelus, F.J., Faulin, J., 2011. Green logistics at eroski: A case study. *Int. J. Prod. Econ.* 131 (1), 44–51.
- 101) Umweltbundesamt, 2016. Retrieved May 2017 from https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/2_tab_entwicklung-verpackungsaufkommen_2016-09-21.pdf.
- 102) Vandermeersch T, Alvarenga RAF, Ragaert P, Dewulf J. 2014. Environmental sustainability assessment of Food Waste valorization options. *Resour Conserv Recycl*; 87:57–64.
- 103) Vitale, G., Mosna, D., Bottani, E., Montanari, R., Vignali, G. 2018. Environmental impact of a new industrial process for the recovery and valorisation of packaging materials derived from packaged FW. *Sustainable Production and Consumption*, 14, pp. 105-121.
- 104) Vitale, P., Arena, N., Di Gregorio, F., Arena, U., 2017. Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building. *Waste Manage.* 60, 311–321. Plastic Europe, 2015. Plastic –the fact. Retrieved October 2017 from <http://www.corepla.it/documenti/5f2fa32a-7081-416f-8bac-2efff3ff2fbd/Plastics+TheFacts+2015.pdf>.
- 105) Westendorf ML. 2000 Food Waste to animal feed: an introduction. Ames, IA: Iowa State University Press.
- 106) Wikström, F., Williams, H., Verghese, K., Clune, S., 2014. The influence of packaging attributes on consumer behaviour in Food-packaging life cycle assessment studies - A neglected topic. *J. Cleaner Prod.* 73, 100–108.
- 107) Williams, H., Wikström, F., 2011. Environmental impact of packaging and Food losses in a life cycle perspective: a comparative analysis of five Food items. *J. Cleaner Prod.* 19, 43–48.
- 108) WRAP, 2007a. We don't Waste Food! A householder surveys. WRAP, Banbury, UK. Retrieved 22 March 2013 from:

[http://www.wrap.org.uk/downloads/We_don_t_Waste_Food
A_household_survey_mar_07.ab9138e0.6397.pdf](http://www.wrap.org.uk/downloads/We_don_t_Waste_Food_A_household_survey_mar_07.ab9138e0.6397.pdf).

- 109) WRAP, 2007b. Food Storage and Packaging. Retail Programme-Food Waste: Final Report. WRAP, Banbury UK. Retrieved 22 March 2013 from: http://www.wrap.org.uk/downloads/Food_storage_and_packaging_aug_2007.4bb57167.6398.pdf.
- 110) WRAP, 2009. Household food and drink waste in the UK. Report prepared by WRAP. Banbury.
- 111) WRI,2012. 2012 Greenhouse Gas Inventory and Sustainability Report. https://wriorg.s3.amazonaws.com/s3fs-public/wri14_ghg_inventory_report.pdf
- 112) Xie, M., Bai, W., Bai, L., Sun, X., Lu, Q., Yan, D., Qiao, Q., 2016. Life cycle assessment of the recycling of Al-PE (a laminated foil made from polyethylene and aluminum foil) composite packaging Waste. *J. Cleaner Prod.* 112,4430–4434.
- 113) Xue L., Liu G., Parfitt J., Liu X., Van Herpen E., Stenmarck Å., O'Connor C., Östergren K., Cheng S. 2017. Missing Food, missing data? A critical review of global Food losses and Food Waste data. *Environmental Science and Technology*, 51 (2017), pp. 6618-6633.
- 114) Yu, V., Lin, S., Lee, W., Ting, C., 2010. A simulated annealing heuristic for the Capacitated location routing problem. *Comput. Ind. Eng.* 58 (2), 288–299.