



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

Facoltà di Economia

Dipartimento di Management

TESI

DI DOTTORATO DI RICERCA

IN SCIENZE MERCEOLOGICHE

**Il Life Cycle Sustainability Assessment per la
valutazione della sostenibilità aziendale**

RELATORE

Prof.ssa Laura Gobbi

DOTTORANDO

Dott.ssa Gabriella Arcese

XXV CICLO

Alla mia Famiglia,

per il supporto

A Gianni

per la sua pazienza,

A Maria Claudia

che mi trasmette ogni giorno

la passione per questo " mestiere".

Indice

Introduzione

Capitolo 1

Il Percorso di Ricerca

Introduzione	1
Il punto di partenza: il concetto di Sviluppo sostenibile e gli indicatori di sostenibilità	3
Gli Indicatori di sostenibilità e l'approccio Life Cycle Thinking	11
Il Life Cycle Thinking e la Merceologia	11
Il Life Cycle Thinking e il Management d'Azienda	13
Importanza economica dell'adozione dell'approccio Life Cycle Thinking	15

Capitolo 2

Life Cycle Thinking e Life Cycle Management: approcci e strumenti innovativi per la sostenibilità

Introduzione	21
Innovazione tecnologica, sviluppo sostenibile ed eco-innovazione	22
Il quadro di riferimento	25
Il Life Cycle Thinking (LCT)	28
Cenni storici	31
L'attuale diffusione del Life Cycle Thinking	35
L'approccio Life Cycle Management	38
Life Cycle Management e creazione di valore nella Supply Chain	42
I limiti dell'approccio life cycle thinking	44
Il Life Cycle Sustainability Assessment	46
Prospettive Future	51

Capitolo 3

Gli strumenti di analisi del Life Cycle Thinking

Introduzione	52
Il Life Cycle Assessment	52

Le fasi della metodologia	57
Life Cycle Impact Assessment (LCIA) - analisi degli impatti	62
Processo di calcolo e interpretazione dei risultati dell'analisi di inventario	64
Processo di calcolo e interpretazione dei risultati dell'analisi di inventario	65
La classificazione e la caratterizzazione.....	66
La normalizzazione e la valutazione	67
Selezione delle categorie d'impatto, degli indicatori e la caratterizzazione dei modelli.....	68
Metodi di valutazione degli impatti ambientali.....	69
Valutazione degli impatti	75
1. Classificazione.....	75
2. Caratterizzazione	75
3. Normalizzazione.....	76
4. Ponderazione.	76
L'interpretazione dei risultati e il miglioramento.....	77
Interpretazione dei risultati	78
Interpretazione e miglioramento.....	79
Le diverse tipologie di Life Cycle Assessment: la LCA semplificata	80
Limiti e benefici dell'applicazione della metodologia.....	83
Life Cycle Costing	87
Social Life Cycle Assessment.....	94

Capitolo 4

Life Cycle Sustainability Assessment di una struttura ricettiva

Introduzione	105
Lo sviluppo del turismo sostenibile	106
Il rapporto tra sostenibilità e strutture ricettive	108
L'approccio del ciclo di vita nel settore turistico: stato dell'arte.....	109
L'analisi LCA per i servizi turistici	113
Life Cycle Sustainability Assessment di una struttura ricettiva: il modello di analisi utilizzato.....	114
Caratteristiche della struttura ricettiva e del territorio.....	117
La tipologia di clientela	120
Spostamenti sul luogo e servizi fruibili.....	123

Impostazione dell'analisi LCA	123
Analisi degli impatti relativi alle attività di spostamento	127
Analisi degli impatti direttamente imputabili alla struttura.....	133
Conclusione dell'analisi e Interpretazione dei risultati	142
Social Life Cycle Assessment	143
Metodologia e impostazione dell'analisi.....	145
Analisi degli hotspots e interpretazione dei risultati	152
Life Cycle Costing	153
Un approccio di valutazione della sostenibilità globale.....	155
Conclusioni	161
Bibliografia	163

Introduzione

Questo lavoro si propone l'obiettivo di analizzare e, per quel che è possibile, approfondire, una tematica di ricerca molto discussa sullo scenario internazionale ma, tuttora, per molti versi inesplorata.

La ricerca di una metodologia di analisi che metta in luce i risultati della valutazione di sostenibilità globale, intesa come sostenibilità ambientale, ma anche, economica e sociale, resta ad oggi una tematica tutta da sviluppare.

L'applicazione dei relativi strumenti per la realizzazione di un modello adattabile alle strategie e alla gestione della sostenibilità in generale ed, in particolare dell'impresa, basati sul *Life Cycle Thinking* rappresentano il punto di partenza dell'intero elaborato, che si propone come scopo ultimo, l'analisi della metodologia e degli strumenti attraverso l'applicazione ad un caso studio.

Il lavoro di ricerca svolto è stato sintetizzato in quattro capitoli.

Nel primo capitolo viene riassunto il percorso di ricerca svolto nel periodo di Dottorato, l'evoluzione del programma di ricerca svolto e i punti di partenza. In questa parte del lavoro si cerca, inoltre, di dimostrare come tutto ciò che rientra nella filosofia del *Life Cycle Thinking* abbia, forse più di altre tematiche, una cognizione fortemente interdisciplinare e il ruolo chiave svolto dalle discipline aziendali ed economiche.

Nel secondo capitolo si analizza l'approccio *Life Cycle Thinking* e l'innovazione apportata da esso nel panorama degli indicatori di sostenibilità, attraverso un'attenta review della letteratura e un'analisi dello sviluppo e della diffusione dell'approccio teorico.

Nel terzo capitolo vengono, invece, descritti e analizzati gli strumenti di analisi nella prospettiva di applicazione dei tre strumenti cardine *Life cycle assessment*, *social – LCA* e *Life Cycle Costing* nella visione globale del *Life Cycle Sustainability Assessment*.

Infine, nel quarto capitolo viene proposta l'applicazione dell'intera metodologia ad un caso studio. Il caso in oggetto si qualifica come un servizio turistico, per questo nel capitolo viene proposta una breve introduzione al turismo sostenibile e uno studio dell'arte dell'applicazione della metodologia al settore.

Per l'applicazione pratica della metodologia si ringraziano i proprietari del Bed & Breakfast "Luna e Limoni" di Muravera (Cagliari) per la preziosa collaborazione e la completa disponibilità dimostrata nella fase sperimentale di applicazione del modello alla struttura in oggetto.

Capitolo 1

Il Percorso di Ricerca

Introduzione

Il presente lavoro espone i presupposti metodologici, le attività e i risultati di un percorso di ricerca sviluppato nell'arco del triennio 2009-2012, periodo del mio Dottorato di Ricerca. Da questo approfondimento sono scaturite diverse pubblicazioni scientifiche realizzate in gruppi di lavoro diversi.

Tale percorso di ricerca ha avuto una notevole evoluzione nel corso del triennio. Partito, infatti, come studio e approfondimento della metodologia Life Cycle Assessment, si è trasformato nella più vasta analisi dei modelli di sostenibilità nella sua accezione più ampia con l'obiettivo di applicazione degli strumenti di sostenibilità per la realizzazione di un modello adattabile alle strategie e alla gestione della sostenibilità dell'impresa, basati sul Life Cycle Thinking.

Nella fase preliminare dell'attività di ricerca si è svolta una consistente rassegna bibliografica degli autori più rilevanti sia a livello nazionale sia internazionale in merito alla sostenibilità globale, intesa come ambientale, sociale ed economica.

L'obiettivo di questa fase preliminare è stato quello di studiare in modo approfondito lo stato dell'arte e il livello di avanzamento della teoria generale sull'argomento focalizzandomi in modo particolare sugli indicatori e gli strumenti a supporto delle stesse.

In un secondo momento la ricerca si è focalizzata sulla parte ambientale con particolare attenzione all'utilizzo delle risorse.

Il costante miglioramento degli studi di sostenibilità ambientale costituisce una necessità primaria per tutti quei sistemi territoriali impegnati nel monitoraggio e nel periodico controllo della propria situazione ambientale.

Sebbene la scelta di utilizzare e applicare indicatori di sostenibilità, costituisca di per sé un buon metodo di valutazione ambientale, sia senza dubbio fondamentale l'applicazione di questi indicatori nel lungo periodo, il loro persistente aggiornamento e il loro confronto, per valutare le dinamiche in atto, i cambiamenti dell'ambiente inteso come sistema e il conseguente cambiamento degli scenari

economici, verificando quindi il contributo che apporta nei canali di impatto ambientale complessivo prendendo in oggetto diversi settori produttivi.

Gli studi di LCA (Life Cycle Assessment), come elemento specifico delle più generali valutazioni di sostenibilità, si vanno sempre più diffondendo, in primo luogo per l'impulso derivante dalle politiche europee in campo ambientale ed energetico, che considerano l'approccio di ciclo di vita come il più efficace per identificare e valutare gli impatti ambientali più rilevanti e derivarne le linee di miglioramento possibili.

Nelle più recenti direttive e normative in campo energetico ed ambientale, lo studio dell'impatto ambientale di un prodotto o di un processo attraverso l'analisi del ciclo di vita è resa obbligatoria con implicazioni applicative immediate e concrete a livello sia di Pubblica Amministrazione sia di diversi settori industriali.

Inoltre, le attività di ricerca e sviluppo sull'argomento mirano ad aumentare il livello di efficienza degli strumenti a supporto della metodologia e alla semplificazione degli stessi per un uso diffuso (attraverso la standardizzazione delle banche dati generali e settoriali, lo sviluppo di strumenti semplici e specializzati, lo sviluppo di linee guida applicative e di sistemi di impact assessment di riferimento ecc.), ma anche a svilupparne il livello di integrazione con altre metodologie "adiacenti" (in questo caso con l'obiettivo di ottenere risposte più significative, in termini spaziali e temporali, rispetto a valutazioni di sostenibilità ambientale, economica sociale, di applicabilità a sistemi macro, di inclusione degli aspetti sociali ed economici ecc.).

Inoltre negli sviluppi degli ultimi anni della ricerca sull'argomento c'è un orientamento verso la sostenibilità un concetto di sostenibilità forte. Per questo motivo nella sfera delle metodologie di analisi basate sul Life Cycle Thinking si sviluppano gli strumenti Life cycle costing (LCC) e Social Life Cycle Assessment.

La metodologia di analisi Life cycle costing (LCC) riguarda la stima dei costi, in termini monetari, che originano in tutte le fasi della vita utile dell'opera, ossia costruzione, gestione, manutenzione ed eventuale demolizione/recupero finale. Lo scopo della LCC è quello di minimizzare la somma dei costi, opportunamente attualizzati, associati ad ogni fase del ciclo di vita, garantendo in tal modo benefici economici sia al proprietario/gestore che agli utilizzatori finali.

Il Social Life Cycle Assessment, terzo punto cardine dell'analisi della sostenibilità di prodotto per la sua importante centralizzazione dell'obiettivo dello studio degli impatti sociali del ciclo di vita è una metodologia ancora nella sua fase iniziale di

sviluppo e per la quale, pertanto, non sono stati ancora definiti strumenti di analisi condivisa. Fulcro di principale attenzione dei più famosi e recenti studi è la definizione di un set di indicatori che meglio spieghino e completino l'analisi. Le prime implementazioni a casi pratici della SLCA hanno evidenziato limiti e potenzialità del modello.

Mentre per la LCA esiste una standardizzazione internazionale (ISO 14040 e seguenti), per il Life Cycle Costing e per la Social life cycle assessment siamo ancora nelle fasi sperimentali e non hanno uno standard di riferimento proprio.

Infine, all'interno della comunità scientifica internazionale si discute ormai da qualche anno su un modello che studi i tre punti cardine della sostenibilità definito come Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), utilizzabile per valutare la sostenibilità di un prodotto/processo/servizio sotto tutte le sfere della sostenibilità. L'obiettivo è la creazione di uno strumento completo che misuri tutte le dimensioni della sostenibilità il cui output possa essere presentato e comprensibile anche ai non esperti del settore e della metodologia (Finkbeiner et al., 2010).

Ad oggi, la sostenibilità è, quindi, accettata da tutti gli attori del mercato come principio guida, sia per l'elaborazione delle politiche pubbliche sia delle strategie aziendali. Tuttavia, la sfida più grande per la maggior parte delle organizzazioni rimane per l'attuazione reale e sostanziale della stessa, e soprattutto, la problematica sostanziale resta la sua misurazione e quantificazione nelle prestazioni.

Da ciò scaturisce il problema di ricerca studiato e discusso in questo elaborato:

Quali sono le caratteristiche che uno strumento di sostenibilità globale deve avere?

Come è possibile sviluppare un modello di valutazione della sostenibilità globale

basato sul Life Cycle Thinking?

Quali strumenti e quali indicatori è possibile usare o sviluppare per condurre una

Life Cycle Sustainability Assessment?

Il punto di partenza: il concetto di Sviluppo sostenibile e gli indicatori di sostenibilità

Il concetto di "sostenibilità" proviene dalla letteratura scientifica e naturalistica che definisce sostenibile la gestione di una risorsa se, nota la sua capacità di

riproduzione, non si eccede nel suo sfruttamento oltre una determinata soglia definita capitale naturale critico¹.

La sostenibilità è un concetto molto ampio e può essere spiegato in molti modi diversi. La sostenibilità nasce dal concetto più generale di “*Sviluppo Sostenibile*” contenuto nel Rapporto Bruntland del 1987 in cui si definiva lo sviluppo sostenibile come “lo sviluppo che soddisfa i bisogni della generazione presente senza ostacolare il soddisfacimento dei bisogni delle generazioni future” (Bruntland 1987).

Nello stesso Rapporto della Commissione mondiale sull'ambiente e lo sviluppo viene posto l'accento sulla tutela dei bisogni di tutti gli individui, in un'ottica di legittimità universale ad aspirare a migliori condizioni di vita e la necessità e di una maggiore partecipazione della popolazione civile alle attività per la sostenibilità, per attuare un processo effettivamente democratico che contribuisca alle scelte a livello internazionale (Bruntland 1987).

Lo sviluppo sostenibile ha come obiettivo primario il miglioramento delle condizioni ambientali, economiche, sociali ed istituzionali, sia a livello territoriale locale che, nella sua concettualizzazione generale, a livello globale. Il processo di sviluppo sostenibile crea un legame stabilito da un rapporto di interdipendenza, tra la tutela e la valorizzazione delle risorse naturali e il loro valore economico, al fine di soddisfare i bisogni delle attuali generazioni, evitando di compromettere la capacità delle future di soddisfare i propri.

In questo senso la sostenibilità dello sviluppo è incompatibile in primo luogo con il degrado del patrimonio e delle risorse naturali (non rinnovabili e potenzialmente esauribili) ma anche con concetti per lo più legati a valori etici e sociali come la violazione della dignità e della libertà umana, con la povertà ed il declino economico, con il mancato riconoscimento dei diritti e delle pari opportunità (Tenuta 2009, Merli 2012).

Le tre componenti fondamentali della sostenibilità si intendono come la capacità di generare reddito e lavoro per il sostentamento della popolazione (sostenibilità economica), capacità di generare condizioni di benessere umano, inteso come sicurezza sul territorio, salute e diritti civili equamente distribuiti (sostenibilità sociale) e, infine, capacità di mantenere lo stesso livello di qualità e riproducibilità delle risorse naturali (sostenibilità ambientale).

¹ A. Lanza: *Lo sviluppo sostenibile*, il Mulino 2006

In realtà, il concetto di sviluppo sostenibile nasce molto prima. Nel 1972, inoltre, era stato pubblicato ad opera di alcuni studiosi del Massachusetts Institute of Technology il rapporto sui “Limiti dello sviluppo”, commissionato dal Club di Roma, in cui si riportava l’esito di una simulazioni statistiche sulle interazioni fra popolazione mondiale, industrializzazione, inquinamento, produzione alimentare e consumo di risorse; nell’ipotesi che queste stessero crescendo esponenzialmente con il tempo. Da questi studi, contenuti nel rapporto, era evidenziata la stretta relazione tra crescita produttiva illimitata e consumo delle risorse energetiche ed ambientali. Il rapporto sosteneva, inoltre, che era possibile giungere ad un tipo di sviluppo che non avrebbe portato al totale consumo delle risorse del pianeta. Un modello di crescita economica, quindi, che non consumasse tutte le risorse ambientali e le rendesse disponibili anche per il futuro era visione diffusa già dalla prima metà degli anni ’70, per questo motivo nel 1972 venne organizzata la Conferenza ONU sull’Ambiente Umano. A Stoccolma, Centotredici nazioni si incontrarono e redassero un piano d’azione con 109 raccomandazioni. Fu adottata una Dichiarazione recante ventisei principi sui diritti e sulle responsabilità dell’uomo sull’ambiente, tra cui: la libertà, l’uguaglianza e il diritto ad adeguate condizioni di vita; le risorse naturali devono essere protette, preservano, opportunamente razionalizzate per il beneficio delle generazioni future, la conservazione della natura deve avere un ruolo importante all’interno dei processi legislativi ed economici degli Stati. Venne redatto così il Programma per l’Ambiente delle Nazioni Unite (UNEP) con lo scopo di coordinare e promuovere le iniziative Onu in materia ambientale².

In particolare, la Conferenza era incentrata su una condivisa crisi del modello economico dominante e proiettata verso il tentativo di individuare la coerenza di un modello di crescita rispetto ai criteri di salvaguardia e sviluppo dell’ambiente. Si avviò il processo di valutazione delle conseguenze ambientali dei modelli tradizionali di produzione e consumo, aprendo verso nuovi orizzonti interdisciplinari rispetto ai quali il termine sviluppo assunse un significato più ampio (civile, sociale, culturale, spirituale), non limitato alla sola sfera economica³.

² Unep.it (Internet): *United Nations Environment Programme*; disponibile all’ indirizzo <http://www.unep.org/>

³ Arpa Veneto (Internet): *L’educazione ambientale nel contesto internazionale Dichiarazione di Stoccolma*; disponibile all’ indirizzo http://www.arpa.veneto.it/educazione_sostenibilita/docs/carte/Dichiarazione_Stoccolma.pdf, 1972

Alla fine degli anni '80 vennero definite le “condizioni di Sistema” per la sostenibilità di un sistema globale per rendere applicabili i principi dello sviluppo sostenibile. Da questo processo nasce il Programma di Sviluppo Sostenibile Strategico, noto anche come The Natural Step Framework, e, dagli anni '90 divenne piano strategico di molte imprese nel mondo tra cui, per prima, la svedese IKEA dal 1990.

Nel 1992, attraverso il Summit di Rio de Janeiro sull'ambiente e sullo sviluppo delle Nazioni Unite (UNCED), venne redatta la dichiarazione Parteciparono i rappresentanti di 183 Paesi generando un notevole impatto mediatico in tutto il pianeta. Nella Conferenza è stata redatta la Dichiarazione di Rio, che in ventisette punti afferma i grandi principi in materia di ambiente e sviluppo, riprendendo e affinando quelli della Dichiarazione di Stoccolma del 16 giugno 1972. E', quindi, sostanzialmente un codice di comportamento etico ambientale per gli Stati, un documento non vincolante per i Paesi firmatari, ma ciononostante di grande importanza perché in grado di fissare principi che possano poi con la prassi diventare principi generali.

Anche “Agenda 21” venne prodotta durante questo incontro: una pianificazione delle azioni da intraprendere su scala globale, nazionale e locale sino al XXI secolo. Si tratta di un documento di 800 pagine che parte dalla premessa che le società umane non possono continuare ad aumentare il gap economico tra le varie nazioni e tra gli strati di popolazione all'interno delle nazioni stesse, incrementando la povertà, la fame, le malattie e l'analfabetismo e causando il continuo deterioramento degli ecosistemi dai quali dipende il mantenimento della vita sul pianeta. E' necessario cambiare strada migliorando gli standard di vita per tutti e proteggendo e gestendo meglio l'ambiente per un futuro più sano e più sereno per l'intera umanità⁴.

Nel 1997, venne redatto il trattato internazionale fa seguito alla convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici il Protocollo di Kyoto definito come lo strumento giuridico internazionale più importante per ridurre le emissioni di gas serra⁵, principali responsabili dei cambiamenti climatici.

⁴ Implementation of Agenda 21 in the European Community (Internet): disponibile all'indirizzo <http://www.a21italy.it/IT/documenti.shtml>, 1997

⁵ In particolare, le emissioni si riferiscono ai sei principali gas ad effetto serra: biossido di carbonio (CO₂); metano (CH₄); protossido di azoto (N₂O); idrofluorocarburi (HFC); perfluorocarburi (PFC); esafluoro di zolfo (SF₆).

Esso rappresenta un importante passo avanti nella lotta contro il riscaldamento globale perché contiene obiettivi vincolanti e quantificati di limitazione e riduzione dei gas ad effetto serra. 1990. Per raggiungere questi obiettivi, il Protocollo propone una serie di mezzi di azione:

1. rafforzare o istituire politiche nazionali di riduzione delle emissioni (miglioramento dell'efficienza energetica, promozione di forme di agricoltura sostenibili, sviluppo di fonti di energia rinnovabili, ecc.);
2. cooperare con le altre parti contraenti (scambi di esperienze o di informazioni, coordinamento delle politiche nazionali attraverso i diritti di emissione, l'attuazione congiunta e il meccanismo di sviluppo pulito).

L'Unione europea ha ratificato il protocollo il 31 maggio 2002 ed è entrato in vigore nel 2005 dopo la ratifica della Russia⁶.

Nel 2002, dieci anni dopo il Summit di Rio, il Summit di Johannesburg organizzato anche in sede alle Nazioni Unite, il vertice ebbe il ruolo di confrontare i risultati ottenuti con quelli che erano stati stabiliti a Rio de Janeiro e, preso atto delle nuove conoscenze sviluppate nei dieci anni, di creare nuovi piani per il futuro⁷. Alle delegazione presero parte 200 Paesi ma non vi partecipò alcun rappresentante degli Stati Uniti d'America per decisione dell'allora Presidente G.W. Bush.

Dal Summit venne prodotta la Dichiarazione di Johannesburg ed un Piano d'azione dello sviluppo sostenibile e in cui erano definiti gli obiettivi da raggiungere in campo di energia, ambientale ed aiuti finanziari. Ad essa segue nel 2007, la Conferenza mondiale tenutasi a Bruxelles sullo sviluppo sostenibile come proseguimento dei lavori del summit precedente e con il compito di affrontare una delle più grandi sfide dell'UE si trovava davanti: la promozione dello sviluppo sostenibile.

Giunti al termine del periodo designato dal Protocollo di Kyoto (2012) per ridurre le emissioni dei gas ad effetto serra, si registra - al contrario dei suoi obiettivi - preoccupazione per le affermazioni contenute nel Quarto Rapporto (2007) dell'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

Nel Rapporto si sostiene che l'aumento della temperatura terrestre è dovuta soprattutto all'attività antropica (eccessivo utilizzo dei combustibili fossili e

⁶Official website of European Union (Internet): disponibile all'indirizzo http://europa.eu/legislation_summaries/environment/tackling_climate_change/128060_it.htm, 2012

⁷Johannesburg Summit (Internet): disponibile all'indirizzo <http://www.johannesburgsummit.org/index.html>, 2002

deforestazioni), che chiamano in causa proprio le attività commerciali e turistiche nel loro utilizzo di energia.

Per questo motivo si è voluto concentrare l'attenzione sul fenomeno del surriscaldamento globale valutando come anche una piccola – media impresa possa avere un effetto incisivo sulla riduzione delle emissioni dei gas ad effetto serra.

Nel corso degli ultimi anni, il rapporto tra il sistema ambientali e il sistema delle imprese è divenuto sempre più problematico e complesso. In un primo momento, le imprese hanno incontrato notevoli difficoltà nell'implementazione di strategie aziendali che contenessero i nuovi vincoli e paradigmi del rispetto della compatibilità ambientale. Attualmente, nella fase di convivenza sinergica tra il sistema impresa e il sistema ambiente affiorano nuove opportunità economiche legate alle attività esistenti e nuove frontiere del business.

L'ambiente diventa per l'azienda nuovo valore economico e sociale muovendosi in termini proattivi, inoltre, in questa fase vi è una diffusa affermazione di etica ambientale nella cultura aziendale in parallelo al riconoscimento del valore di mercato per prodotti e servizi rispettosi dell'ambiente (Merli 2012).

In qualsiasi tipologia di attività economica, ogni strategia o politica scelta e adottata è percepita secondo la misurazione e la confrontabilità dei risultati raggiunti. Per questo motivo, la sostenibilità senza gli indicatori (misurabili e confrontabili) non assume nessun valore. Misurare la sostenibilità delle politiche della gestione e quindi tenere sotto controllo le variabili che incidono sullo stato dei sistemi economici, sociali e ambientali è molto complesso.

La ricerca della valorizzazione della sostenibilità ha condotto alla creazione di modelli in grado di valutare, rappresentare e monitorare la sostenibilità. Questi modelli includono, il più delle volte indicatori economici, ambientali e sociali, comparabili nel tempo e nello spazio (Tenuta 2009).

Gli indicatori, in generale, sono un modo per comprendere e quantificare un fenomeno al fine di comprendere il potenziale e valutarne gli effetti. Gli indicatori di sostenibilità considerano ambiti dove economia-ambiente e società sono deboli. L'indicatore è quindi, un parametro o un valore che deriva da altri parametri espresso da un indice assoluto o aggregato (Socco et al. 2002).

Un buon indicatore di sostenibilità deve avere i seguenti requisiti di efficacia:

1. Rilevanza: ossia mostrare un aspetto del sistema che è necessario conoscere

2. Comprensibilità, anche da parte dei non esperti
3. Verificabilità altrimenti non può essere credibile
4. Rappresentatività: ossia dimostrare verosimilmente misure difficilmente eseguibili in modo diretto.

Tali indicatori non vengono espressi quasi mai in valore assoluto ma sono spesso indicatori relativi (Socco et al., 2002).

Le organizzazioni internazionali che si occupano da sempre di sostenibilità, come l'ONU o l'OCSE, ma anche l'Agenzia Europea per l'ambiente che si occupano di monitorare i fenomeni ambientali e creare delle strategie per l'attenuamento degli impatti lavorano sulla creazione degli indicatori suddetti e ne hanno creati diversi, come ad esempio, HDI (Human Development Index) o gli indicatori presenti nelle Agende 21 locali (Socco et al. 2002) o, ancora, gli indici internazionali di sostenibilità, come gli indici legati alle performance finanziarie delle aziende sostenibili.

In bibliografia, sia sotto l'aspetto economico che ecologico, sono stati comunque definiti tre principi relativi alla gestione sostenibile delle risorse (Daly, 1990; Pearce, Turner, 1990):

- per le risorse rinnovabili i tassi di utilizzo non devono superare i tassi di rigenerazione delle risorse stesse;
- le emissioni di inquinanti non devono superare la capacità di assimilazione degli ecosistemi;
- le risorse non rinnovabili devono essere utilizzate in una maniera “quasi sostenibile”, limitandone il tasso del loro utilizzo al tasso di creazione di sostituti rinnovabili.

Ma come vengono costruiti gli indicatori di sostenibilità? Le regole base sono quelle dettate da Opschoor, e Reijnders (1991) secondo i quali bisogna identificare i principali elementi del capitale naturale e la corrispondente funzione economica. Selezionati gli elementi che si ritengono importanti rispetto alla possibilità che sia minacciata l'integrità delle risorse stesse, occorre determinare dei valori “soglia” sulla base della gestione sostenibile delle risorse, costruendo degli indicatori che

riflettono le effettive condizioni dell'ambiente, confrontate con gli standard di sostenibilità.

Al momento gli indicatori di sostenibilità che sono stati elaborati sono raggruppabili in tre categorie:

1. gli indicatori di carico critico e livello critico;
2. gli indicatori socio-ecologici;
3. gli indicatori di misurazione di sviluppo sostenibile (SDR, Sustainable Development Records.);

Così come schematizzati anche dall'ISPRA⁸, a livello pubblico, un set di indicatori serve per il monitoraggio delle strategie di conciliazione dello sviluppo economico con la coesione sociale e la tutela ambientale. L'uso degli indicatori di sostenibilità si va affermando a livello internazionale (ONU, OCSE, UE) come strumento di rendicontazione sullo stato dell'economia o sullo stato dell'ambiente, per chiarire obiettivi e stabilire priorità, per valutare le performance delle politiche e per il monitoraggio dei progressi verso lo sviluppo sostenibile.

Gli indicatori consentono di misurare i fenomeni e la loro evoluzione, riguardo agli obiettivi prefissati. Tra gli indicatori di sostenibilità è opportuno individuarne alcuni "chiave" per misurare i risultati ottenuti in termini di esiti, ossia di cambiamento generato sul territorio attraverso l'attività di governo locale.

Essi sono utili per rappresentare, attraverso uno strumento di valutazione integrata la sfera ambientale, economica e sociale per poter misurare i risultati di performance, costituiscono uno strumento di supporto alle decisioni che favorisce lo scambio di informazioni e comunica lo stato di attuazione degli obiettivi e delle strategie di sviluppo sostenibile. Il set di indicatori condivisi favorisce il *benchmarking* tra enti e il diffondersi di *best practice* (Ispra 2012).

⁸ Istituto superiore di per la protezione e la ricerca ambientale, indicatori di sostenibilità http://www.sinanet.isprambiente.it/it/gelso/strumentisost/scheda_17

Gli Indicatori di sostenibilità e l'approccio Life Cycle Thinking

Proprio per valutare la sostenibilità di un prodotto, di un servizio, ma anche di una produzione, di un sistema locale o di qualsiasi cosa valutabile economicamente è possibile adottare una logica che si basa sull'intero di ciclo di vita.

In una economia *life cycle based*, un'azienda che vuole progettare un nuovo prodotto deve analizzare le conseguenze della sua proposta in una vasta gamma di questioni, tra cui l'ambiente, i costi aziendali, i benefici per l'economia locale in cui il produzione avrà luogo, i diritti sociali dei lavoratori, e così via.

Il modello proposto è soddisfacente se sussiste un buon equilibrio tra i suoi effetti positivi e negativi. Con tale approccio viene verificata proprio quest'ipotesi di modello con l'aiuto di gli strumenti, i programmi e le procedure per rendere le decisioni efficaci ed avere un effetto su un'economia del ciclo di vita, un cambiamento di atteggiamento /mentalità.

Il life cycle thinking considera ogni azione del processo e riflette l'accettazione che i principali attori sociali non può assolutamente limitare le loro responsabilità di quelle fasi del ciclo di vita di un prodotto, processo o attività in cui sono direttamente coinvolti. Si espande la portata della loro responsabilità per includere implicazione ambientale lungo l'intero ciclo di vita del prodotto, processo o attività (SETAC, 1997).

Lo studio multidisciplinare che occorre per seguire questo approccio rientra nell'ampia disciplina dell'ecologia industriale, che studia proprio il legame tra sistemi naturali e attività economiche e industriali (Allenby, 1999).

L'interessamento della disciplina all'evoluzione della tecnologia e del legame che la stessa ha con i sistemi economici passa attraverso la modalità di conduzione delle attività umane e molto spesso questo viene spiegato sia con paragoni ai sistemi biologici sia con un approccio al ciclo di vita (Allenby, 1994).

Il Life Cycle Thinking e la Merceologia

L'approccio del ciclo di vita è da sempre radicato nelle discipline accademiche che rientrano nel più ampio raggio delle materie che di occupano di ecologia industriale. Gli strumenti di questo approccio, molto tecnici e specifici, si sono diffusi nelle loro variare applicazioni in ambiti scientifici e ingegneristici.

In Europa, ma soprattutto in Italia, sono da sempre oggetto di studio e ricerca anche delle discipline merceologiche.

La merceologia è una disciplina che, con un approccio scientifico, si occupa dello studio le caratteristiche delle merci e la classificazione delle merci sulla base delle loro caratteristiche, seguendo la della produzione, delle caratteristiche e dell'uso delle merci.

Proprio nella definizione di merceologia sussiste lo stesso ciclo teorico che segue una valutazione secondo il ciclo di vita, ossia seguendo tutte le fasi del processo di vita di un prodotto.

L'importanza della conoscenza del valore d'uso delle merci, al fine di poterne comprendere le loro relazioni con le risorse naturali, materie prime e fonti energetiche, e con la qualità delle risorse ambientali –aria, acqua e suolo- si è posta con l'affermarsi della consapevolezza dei rischi per l'umanità a fronte della crescita a ritmi esponenziali della produzione merceologica (Notarnicola, 2008)

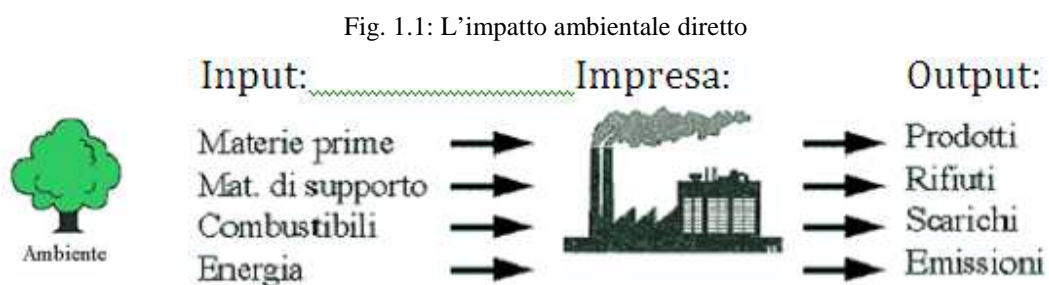
È possibile conoscere il valore reale di una merce solo se se ne conosce la composizione, il processo di produzione, la quantità e qualità di materia prima impiegata, le fonti energetiche utilizzate e i residui associati. Per avere tutte queste informazioni secondo tutte le fasi coinvolte nell'ottenimento della merce, si necessita dello studio della “storia” di essa in termini di composizione e di costo (Notarnicola, 2008).

L'unico strumento tecnico idoneo alla realizzazione di questo processo è l'Analisi del Ciclo di Vita, il cui impiego è stato previsto per la prima volta con il regolamento CE 92/880, con il quale si stabiliva un sistema comunitario di assegnazione di un marchio di qualità ecologica, concetto incluso indirettamente nella Strategia di Lisbona del 2000 che a Göteborg divenne una strategia per crescita economica sostenibile, nella dimensione ambientale della terminologia, nelle Politiche Integrate di Prodotto (IPP), nel VII Programma Quadro dell'Unione Europea, nel Libro Verde per la Politica Integrata di Prodotto. La metodologia LCA, inoltre, risulta essere lo strumento analitico di gestione ambientale più diffuso per il supporto alle certificazioni ambientali, necessario per le Politiche Integrate di Prodotto, per l'assegnazione delle etichette ecologiche e delle Dichiarazioni Ambientali di Prodotto (DAP), per l'acquisto dei prodotti verdi (GPP), per la progettazione eco compatibile e nel Regolamento Emas III nonché nella norma ISO 14001, tutti argomenti proprio delle discipline merceologiche.

Il Life Cycle Thinking e il Management d'Azienda

L'importanza che l'approccio LCT assume nel contest aziendale è notevole. Dai prodotti delle conferenze sopracitate si evince la maggiore consapevolezza delle problematiche ambientali e sociali sviluppatesi durante gli ultimi cinquanta anni da parte dei paesi e dalle organizzazioni internazionali.

L'impresa effettua due impatti, che deve monitorare, sull'ecosistema: uno diretto ed uno indiretto. Secondo l'impatto diretto le risorse vengono prelevate dall'ambiente, trasformate sotto forma di prodotti e poi vengono restituite all'ambiente come rifiuti ed emissioni.



Fonte: propria rielaborazione

Un secondo tipo di impatto, quello indiretto, è generato dal collocamento e utilizzo da parte dei consumatori dei beni prodotti dall'impresa nei mercati.



Fonte: propria rielaborazione

L'area d'intervento dei sistemi d'impresa, quindi, è piuttosto ampia; con l'acquisizione della nuova cultura manageriale, cioè rigorosamente più attenta all'ambiente, l'impresa potrebbe ad esempio indirizzare la domanda di consumo da beni sempre meno durevoli e continuamente sostituibili verso beni più durevoli prodotti con tecnologie più ecocompatibili⁹.

⁹ G. Troina: *L'impresa e l'ecosistema*, Guerini e Associati 2010

Un'impresa che adotta un comportamento socialmente responsabile, monitorando e rispondendo alle attese economiche, ambientali, sociali di tutti i portatori di interesse, coglie anche l'obiettivo di conseguire un vantaggio competitivo e a massimizzare gli utili di lungo periodo.

Un prodotto, infatti, non è apprezzato unicamente per le caratteristiche qualitative esteriori; il suo valore è stimato in gran parte per le caratteristiche non materiali, quali le condizioni di fornitura, i servizi di assistenza e di personalizzazione, l'immagine ed infine la storia del prodotto stesso¹⁰.

L'impegno "etico" di un'impresa è, quindi, entrato direttamente nella cosiddetta catena del valore prospettando così l'utilizzo di nuovi percorsi e leve competitive coerenti con uno "sviluppo sostenibile" per la collettività ed è divenuto di fondamentale importanza l'attività verso tutti gli stakeholders tra cui i cittadini, i quali esigono ormai un impegno quotidiano e credibile, frutto di una precisa politica manageriale e di un sistema aziendale organizzato a tal fine.

L'impegno etico è direttamente correlato al concetto sempre più presente nella sfera manageriale della Responsabilità sociale di Impresa (RSI) o Corporate Social Responsibility (CSR). Questa idea di responsabilità consolidatasi negli ultimi anni del secolo scorso sviluppando diverse correnti di pensiero (Merli, 2012).

Parte integrante della responsabilità sociale d'impresa è l'attenzione dell'impresa alle politiche ambientali operate dall'azienda, così come sottolinea anche il *World Business Council on Sustainable Development* sintetizzabile come il tentativo di un'azienda di contribuire ad uno sviluppo economico sostenibile attraverso il maggior coinvolgimento degli operatori, dei loro familiari, della comunità sociale e della società civile al fine di migliorare la generale qualità della vita.

Così come altri enti e organizzazioni internazionali associano la RSI alle pratiche ambientali socialmente responsabili e al concetto di *triple bottom line* per il raggiungimento dei tre obiettivi di equità sociale, qualità ambientale e prosperità economica. Infine la Commissione Europea nel Libro Verde pone l'accento su come l'impresa responsabile debba operare in condizioni di rispetto dell'ambiente e in generale di sostenibilità (COM. 681, 2011; Merli 2012).

¹⁰ Libro Verde: Promuovere un quadro europeo per la responsabilità sociale delle imprese, Commissione Europea 18/7/2001)

Importanza economica dell'adozione dell'approccio Life Cycle Thinking

La realizzazione della sostenibilità esige come condizione necessaria lo sviluppo economico (Sailing 2002). Per il raggiungimento della stessa, tutti gli attori del mercato, devono essere consapevoli dei costi che ne derivano e devono essere in grado di supportarli (Mirata M., 2012).

Adottando parametri puramente economici, la sostenibilità ambientale e l'uso razionale delle risorse conduce a fallimenti di mercato, proprio perché i costi da sostenere sono troppo alti e le decisioni sulla sostenibilità non sono riconducibili alle sole variabili tradizionali. Nel mercato concorrenziale, le forze dominanti, basate sulla responsabilità dei singoli decisori sono fortemente condizionate dalle variabili innovative. Tra queste variabili vi è proprio lo sviluppo sostenibile (Ehrenfeld J., Gertler N., 1997).

Come dimostrato da più fonti, le imprese che hanno scelto filosofie di business maggiormente sostenibili hanno maggior successo di quelle semplicemente orientate all'ambiente e superano ancora di più quelle passive in questo senso (Graedel, Allembly, 2002).

Allo scopo di ottenere dati confrontabili, tuttavia, è necessario che i bilanci economici siano costruiti e messi in relazione sulla base dei cicli di vita dei prodotti e dei processi stessi (Sailing et al., 2002) e confrontabili tra sistemi più e meno sostenibili per avere un risultato oggettivo e una visione completa lungo tutto il ciclo di vita del prodotto. L'importanza del life cycle thinking nel contesto economico deriva, esattamente da questo presupposto (Arcese et al. 2011).

L'adozione del metodo di analisi Life Cycle per la valutazione della dimensione ecologica dei prodotti e dei processi, può essere di aiuto alla variabile chiave innovativa della sostenibilità creando valore economico aggiunto?

Per rispondere a questa domanda sono stati presi in considerazione molti studi di approccio economico che correlano la variabile sostenibilità con la generazione di valore economico (Alfaro et al., 2010; Satinan T. e Weatherspoon D.; 2011, Sailing et al., 2002; Ehrenfeld J., Gertler N., 1997; Mirata M., 2012) in cui si dimostra che la sostenibilità è una variabile strategica per le imprese in quanto, quelle che la utilizzano generano maggior profitto.

Ciò è dimostrabile attraverso gli approcci della teoria dei giochi e degli agent-based model, come verificato in diversi studi presenti in bibliografia (Barreteau et al., 2001; Bousquet et al., 2001; Davis et al., 2009; Garcia 2005; Satimanon e Weatherspoon, 2011; Scarpa 2005).

Se riporta, in via semplificata, il modello adattato ispirato allo studio di Satimanon e Weatherspoon (2011) attraverso il quali si dimostra, attraverso un modello di *game theory* come la variabile di sostenibilità sia la variabile vincente per la strategia di lancio di un nuovo prodotto e generi maggior profitto di mercato e, di conseguenza, come la metodologia Life Cycle Assessment ne sia l'artefice.

Lo studio suddetto è applicato all'industria alimentare e parte dal presupposto di base che il consumatore è maggiormente attratto dal prodotto sostenibile e l'attenzione verso le politiche ambientali cresce sempre di più da parte del consumatore. Ciò è dimostrato da pubblicazioni scientifiche (Intel et al., 2010) e da statistiche sul settore alimentare (Accenture e UNCG, 2010; Broder, 2010). A supporto delle statistiche, ci sono alcuni dati di supporto come ad esempio l'incoraggiamento alle vendite di prodotti maggiormente sostenibili da parte dei distributori (Wal Mart) e la creazione degli indici economici legati alla sostenibilità, come il Sustainable Index, in grado di misurare le prestazioni ambientali dei fornitori al fine di informare i propri clienti sull'intero "ciclo di vita " del prodotto, e creare efficienza riducendo costi e sprechi.

Infine, i consumatori chiedono che i produttori debbano essere più rispettosi dell'ambiente (Oberholzer, Greene, e Lopez, 2006) e cresce sempre di più la voglia di sapere la provenienza e come viene prodotto quello che acquistano. Solo negli Stati Uniti, l'84% dei consumatori intervistati, indica che regolarmente acquistare cibo sostenibile e bevande, soprattutto locale e richiede di imballaggio riciclabili (Intel, 2010).

Se si considera un mercato non perfettamente concorrenziale o in oligopolio, e si consideri un unico bisogno soddisfabile attraverso un unico prodotto e presupponendo che il lancio sul mercato sia condizionato dalle scelte dell'azienda di produrre in maniera sostenibile o in maniera convenzionale. I prodotti sono simili ma non identici e le variabili di differenziazione possono essere la qualità e il brand (Hitsch, 2006).

La struttura della funzione di domanda di mercato inversa è:

$$P_{c,a}=A_c-\alpha Q_{c,a}-\beta_1 Q_{c,b}$$

Dove $P_{c,a}$ è il prezzo del prodotto convenzionale dell'azienda a; A_c rappresenta massima disponibilità dei consumatori a pagare per un prodotto convenzionale che ha un valore maggiore di zero e $Q_{c,a}$ è la quantità domandata per un prodotto convenzionale dell'azienda a e $Q_{c,b}$ è la quantità domandata per il prodotto convenzionale dell'azienda b o fattore di sostituzione per cui β_1 rappresenta il saggio di sostituzione (ed assume valore compreso tra 0 e 1)

L'analisi si compone di 3 fasi:

1. esistono 2 aziende sul mercato: una azienda leader (a) e una azienda follower (b) ed entrambe producono un prodotto convenzionale, per cui

$$P_{c,a} = A_c - \alpha Q_{c,a} - \beta_1 Q_{c,b}$$

$$P_{c,b} = A_c - \alpha Q_{c,b} - \beta_1 Q_{c,a}$$

2. l'azienda leader (a) produce il prodotto in maniera sostenibile e l'azienda follower (b) produce ancora in maniera convenzionale per cui

$$P_{s,a} = A_s - \alpha Q_{s,a} - \beta_2^s Q_{c,b}$$

$$P_{c,b} = A_c - \alpha Q_{c,b} - \beta_2^c Q_{c,a}$$

3. l'azienda follower (b) si adegua e comincia a produrre in maniera sostenibile. In questo caso entrambe producono un prodotto sostenibile e quindi

$$P_{s,a} = A_s - \alpha Q_{s,a} - \beta_3 Q_{s,b}$$

$$P_{s,b} = A_s - \alpha Q_{s,b} - \beta_3 Q_{s,a}$$

Nella prima e nella seconda fase sia di fronte ad un gioco simulato in cui l'equilibrio si forma attraverso l'equilibrio di Bertrand.

Nella terza fase, invece la conduzione delle scelte di mercato avviene attraverso una leadership di prezzo e quindi la simulazione assume le regole di un gioco sequenziale secondo Stackelberg.

Presupponendo che β sia maggiore di 0 in quanto i beni sono sostituibili tra loro, e che

$$0 < \beta_2^s < \beta_2^c < \beta_3 < \beta_1 < 1$$

In virtù delle statistiche sopra citate e della tendenza del consumatore al green consuming, è possibile assumere che la disponibilità a pagare per il prodotto sostenibile sia maggiore della disponibilità a pagare per il prodotto convenzionale. Da ciò deriva che la massima disponibilità a pagare sia superiore al costo marginale (C), e di conseguenza:

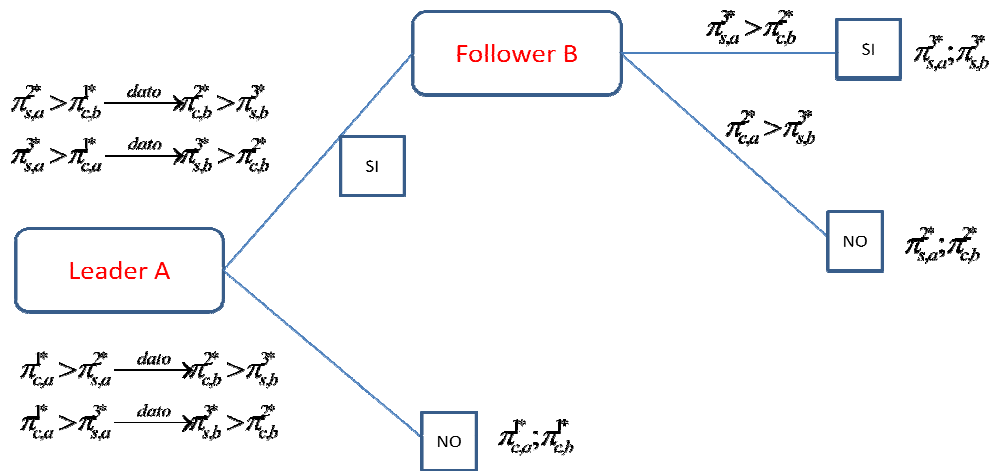
$$\{A_c > C_{c,a}\}; \{A_c > C_{c,b}\}; \{A_s > C_{s,a}\}; \{A_s > C_{s,b}\}$$

I profitti di equilibrio (*) che ne derivano nelle singole 3 fasi sono i seguenti:

1. $\pi_{c,a}^{1*}; \pi_{c,b}^{1*}$
2. $\pi_{s,a}^{2*}; \pi_{c,b}^{2*}$
3. $\pi_{s,a}^{3*}; \pi_{s,b}^{3*}$

Confrontando le condizioni di profitto di equilibrio che permettono alle aziende leader, che per prima lancia sul mercato il prodotto sostenibile, di ottenere sempre un profitto maggiore, attraverso la schematizzazione a albero delle decisioni della struttura di un gioco sequenziale.

Fig. 1.3: albero delle decisioni nel gioco simultaneo del lancio del prodotto sostenibile



Fonte: elaborazione propria basata su Satimanon e Weatherspoon (2011)

Da questa schematizzazione, si configurano 4 possibili scenari:

1. Il follower decide di lanciare un prodotto sostenibile il cui profitto è maggiore del profitto legato al prodotto convenzionale, di conseguenza anche il leader lancia un nuovo prodotto sostenibile. Il costo marginale è determinato dall'azienda che genera maggior profitto.

2. Nel secondo scenario il follower decide di lanciare un prodotto sostenibile quando il leader decide di lanciare il prodotto sostenibile, quest'ultimo ricavando un profitto minore decide di non lanciarne un altro.
3. Nel terzo scenario il follower decide di lanciare un prodotto sostenibile ma il leader decide di non lanciare il prodotto sostenibile. In questo caso i costi marginali sono uguali per entrambe le aziende sono uguali, di conseguenza il follower otterrà maggior profitto solo se abbasserà il prezzo e venderà grandi quantità di prodotto, nel rispetto della leadership di prezzo secondo Stackelberg.
4. Nell'ultimo scenario il follower decide di lanciare un prodotto sostenibile quando il leader lancia il prodotto sostenibile e decide di lanciarne anche un altro. È intuitivo capire che il profitto del leader che per primo lancia il prodotto sostenibile è maggiore in quanto giova di un vantaggio competitivo. Inoltre i costi marginali si abbassano di volta in volta e il profitto aumenta in modo più che proporzionale.

Il modello è verificato quando le imprese hanno maggiore probabilità di generare quando lanciano il prodotto sostenibile se il costo di produzione del prodotto convenzionale è maggiore del costo di produzione del prodotto sostenibile.

I presupposti affinché il modello adattato sia valido è che la sostenibilità sia una variabile che influenza la maggiore disponibilità a pagare da parte del consumatore data dalla percezione che il prodotto sostenibile sia di migliore qualità rispetto al prodotto convenzionale.

Questa "qualità" può essere intesa come "qualità ecologica" che comporta una razionalizzazione dell'utilizzo delle risorse impiegate, un minor consumo energetico per la produzione e una minore produzione di rifiuti, tutte variabili che comportano l'abbassamento dei costi di produzione e che, di conseguenza, ottimizzano i profitti. La qualità ecologica così intesa rappresenta un'esternalità economica positiva che genera maggior profitto e maggior consenso da parte del potenziale consumatore.

L'unico strumento in grado di consentire l'ottenimento di questi risultati lungo l'intera filiera produttiva è il life cycle thinking, indispensabile per ottenere migliori risultati di qualità ecologica.

È quindi possibile sostenere che, se il modello dimostra come, in sintesi generale, il profitto generato dall'azienda che produce il prodotto sostenibile è maggiore dell'azienda che produce prodotti convenzionali, è possibile affermare anche che il

profitto dell'azienda che opera la sostenibilità attraverso gli strumenti del life cycle thinking sarà ancora più maggiore dell'azienda che produce il prodotto sostenibile senza applicarlo.

$$\pi_s^* > \pi_c^* \Rightarrow \pi_s^* < \pi_{LCA}^*$$

Per convenzione infine, è possibile assumere che, sostenere che il prodotto sostenibile genera maggior profitto sul mercato è come dire che applicare il life cycle assessment fa ottenere maggior profitto alle imprese.

Capitolo 2

Life Cycle Thinking e Life Cycle Management: approcci e strumenti innovativi per la sostenibilità

Introduzione

L'intensificarsi delle attività umane nel corso degli anni e, in particolare, delle attività industriali, ha attirato la crescente attenzione della comunità internazionale verso il problema della sostenibilità e verso la ricerca di nuove metodologie, strumenti e nuovi approcci scientifici atti a valutare gli impatti, ambientali in primo luogo, delle suddette attività.

Con l'introduzione del concetto di "Sviluppo Sostenibile", l'attenzione fu rivolta prima a prodotti particolarmente nocivi e pericolosi per l'ambiente e alla qualità ambientale, per poi estendersi al più ampio concetto di "Sostenibilità Globale" intesa come sostenibilità ambientale, economica e sociale di un prodotto, processo o servizio.

Nei paesi industrializzati l'efficienza nell'utilizzo delle risorse non ha ancora raggiunto livelli soddisfacenti. La situazione si aggrava poi, con l'aumento dei consumi dei paesi emergenti che aumentano costantemente consumo e produzioni intensive. Secondo il *Panel Internazionale* sui cambiamenti climatici il 30% dell'energia consumata negli edifici potrebbe essere risparmiato creando benefici economici netti entro il 2030. La pressione globale atta ad aumentare l'efficienza delle risorse e ad adoperarsi maggiormente per migliorare la sostenibilità, potrebbe diventare una notevole fonte d'innovazione ed un fattore di vantaggio per la competitività dell'industria.

Per questo motivo, a livello internazionale, si lavora ormai da anni su politiche d'indirizzamento dei sistemi di produzione e di consumo incentrati sulla sostenibilità. Nel 2003, la Commissione Europea, con la Comunicazione sulla Politica Integrata di Prodotto (IPP) ha definito l'importanza di un approccio alla sostenibilità ambientale basato sull'attenzione al ciclo di vita dei prodotti "Sviluppare il concetto di ciclo di vita ambientale" (CE 2003).

Tale approccio è stato, in seguito, confermato con il "Piano d'azione sul Consumo e la Produzione Sostenibili e la Politica Industriale Sostenibile (SCP)" del 2008 e nelle

recenti proposte di revisione, in cui viene sottolineata la necessità di strumenti di valutazione e comunicazione delle prestazioni ambientali di prodotto, quali l’LCA e i diversi tipi di dichiarazioni ambientali di prodotto che su essa si basano (Masoni e Zamagni, 2012)¹¹.

Innovazione tecnologica, sviluppo sostenibile ed eco-innovazione

L’Unione europea (UE) ha lanciato una serie d’iniziative volte a promuovere l’eco-innovazione e sostenere l’attuazione del piano d’azione per le tecnologie ambientali nell’ambito del programma «Competitività e innovazione».

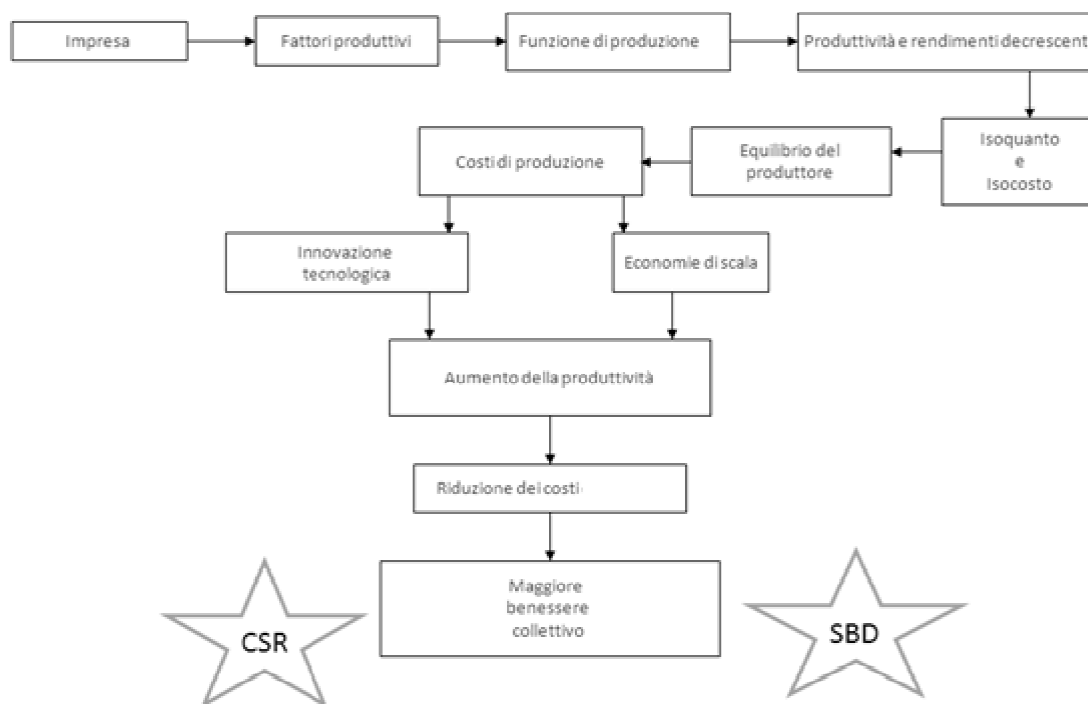
Tra le diverse iniziative, in particolare, quelle di natura finanziaria, nell’arco del periodo 2008-2013, sono state rivolte a progetti per migliorare la situazione ambientale e competitiva. Ciò attraverso il sostegno di soluzioni innovative che proteggano l’ambiente, creando, al tempo stesso, un più ampio mercato delle tecnologie, strumenti e metodologie cosiddette “verdi” con l’obiettivo di sostenere nuovi progetti e contribuire a colmare il gap tra ricerca e sviluppo, da un lato, e settore produttivo, dall’altro, in particolar modo attraverso l’abbattimento delle barriere sul mercato dei prodotti e dei servizi eco-innovativi concepiti dalle piccole e medie imprese (PMI) europee.

Le soluzioni ecosostenibili assicurano un migliore utilizzo delle risorse naturali e consentono la riduzione delle esternalità negative derivanti delle attività economiche sull’ambiente. Con i processi eco-innovativi non si hanno cambiamenti unicamente sui modelli di business o di mercato ma anche sui modelli di consumo registrando un trend di crescita di mercato costantemente positivo.

All’interno del contesto produttivo, è possibile schematizzare il processo di produzione nel modo seguente, evidenziando l’influenza dell’innovazione tecnologica sullo stesso:

¹¹ Dichiarazione Ambientale di Prodotto, Carbon Footprint o Climate Declaration, Water Footprint ecc.

Fig. 2.1 - Influenza dell'innovazione tecnologica.



Fonte: Chiacchierini E., 2012, Tecnologia e Produzione, CEDAM.

L'innovazione tecnologica si colloca al centro del processo produttivo, diventandone la protagonista. Obiettivo dell'impresa è quello di produrre la quantità di prodotto che assicura il ritorno più alto in termini di profitto ma, il profitto maggiore si ottiene soltanto producendo al costo più basso. Per ridurre i costi, l'impresa deve necessariamente scegliere la combinazione di fattori produttivi che consentono questo risultato. Ed è in questa fase che entra in gioco l'innovazione come variabile chiave della produzione. Attraverso l'implementazione delle nuove tecnologie tra i fattori della produzione, è possibile ridurre i costi, producendo maggiori quantità di prodotto e ammortizzando il costo dell'innovazione nel lungo periodo. L'innovazione tecnologica non ha soltanto questa funzionalità (Chiacchierini, 2012). Il costo sociale di un bene è il costo che la società deve sostenere per la realizzazione del bene stesso e che in un certo qual modo subisce. Tale costo è misurato dalla somma più bassa che i produttori richiedono per offrire una certa quantità di quel bene.

I problemi legati agli effetti negativi esterni, sociali ed ambientali, di lungo periodo dell'industrializzazione e dell'impiego della tecnologia (come il ricorso a pesticidi, ai nuovi materiali chimici e di sintesi, le continue emissioni di gas nocivi, di scarichi e

di scorie), non riguardano solo la qualità della vita di persone di certe regioni o certi paesi ma interessano il benessere delle future generazioni, talvolta addirittura a livello planetario (es. distruzione dello strato di ozono ed effetto serra).

Da queste premesse si comprende l'importanza e l'intensità del dibattito intorno alle politiche tecnologiche, in termini di impatto ambientale fisico mondiale.

Lo sviluppo è sostenibile se soddisfa i bisogni delle generazioni presenti senza compromettere le possibilità, per le generazioni future, di soddisfare i propri bisogni. Il concetto di sviluppo sostenibile implica quindi dei limiti, non assoluti, ma quelli imposti dallo stato attuale dell'organizzazione tecnologica e sociale nell'uso delle risorse ambientali e dalla capacità della biosfera di assorbire gli effetti delle attività umane¹².

Negli ultimi anni, la crescita economica è stata accompagnata dalla crescente sensibilità ambientale in particolare per le preoccupazioni riguardanti la sicurezza energetica e la scarsità di risorse naturali non rinnovabili. Di conseguenza, si è fatta sempre più forte l'esigenza di diminuire i consumi di materie prime nei cicli produttivi sfruttando tecnologie nuove che rendono più efficienti le produzioni. Questo processo, noto come *dematerializzazione*, esige un grandissimo sforzo in ricerca di nuovi materiali e tecnologie innovative.

L'innovazione, in questo caso ha assunto un ruolo chiave per la *performance* economica ma anche per il benessere sociale, sempre più riconosciuto come un importante fattore economico. Nasce così quella che viene ormai definita "*eco innovazione*" nota come innovazione di prodotto, processo, servizio che porta ad un maggiore rispetto per l'ambiente ad affiancare la già consolidata "*green economy*", ossia un modello di sviluppo economico che tiene conto oltre ai benefici ottenuti nel regime economico anche dell'impatto ambientale e dei potenziali danni creati.

Sullo scenario internazionale, forse anche sull'onda della crisi economica, si assiste al sempre maggior interesse verso la sicurezza e la qualità delle prestazioni nei diversi contesti economici e industriali, facendo assumere sempre più a questo, un ruolo di rilevanza sociale.

Le prospettive di aumento della produttività e di recupero dell'efficienza, che sono state obiettivo centrale delle aziende negli ultimi venti anni, hanno lasciato posto alla ricerca di un equilibrio tra qualità del prodotto e la soddisfazione del cliente con

¹² Bruntland Report, Our Common Future, 1987.

maggior enfasi posta sulla sostenibilità globale. E' in questo mutato contesto che sono definiti anche gli strumenti di gestione del rischio. La sostenibilità vede protagoniste della produzione le risorse, identificabili come esauribili e rinnovabili. Per ciò che concerne le risorse non rinnovabili, nota la loro capacità di riproduzione, l'obiettivo di sostenibilità è che non si ecceda nel loro sfruttamento oltre una soglia determinata, al contrario delle rinnovabili.

Negli anni, inoltre, il concetto di sostenibilità si è evoluto abbracciando le tre sfere: ambientale, economica e sociale e, con lo stimolo di organizzazioni governative e non, assume sempre più rilevanza nell'arco dell'intero ciclo di vita del prodotto¹³.

A livello strategico aziendale, la sostenibilità globale si è tradotta in modelli di gestione innovativi, quali la responsabilità sociale di impresa (o *Corporate Social Responsibility*, CSR) con cui si integrano volontariamente, come sostiene anche la definizione dell'Unione Europea, le preoccupazioni sociali ed ecologiche all'interno della visione strategica di impresa e nei rapporti con i portatori di interesse e nell'ancora poco applicato in Italia, *Sustainable Business Development*, ossia in una visione strategica dell'attività economica incentrata sulla sostenibilità globale.¹⁴

Il quadro di riferimento

All'interno della strategia internazionale per lo sviluppo sostenibile, la parte riguardante la produzione e il consumo sostenibile ” (*Sustainable Consumption and Production - SCP*) pone come obiettivo la riduzione degli impatti ambientali, sociali ed economici dei prodotti e servizi nell'intero ciclo di vita e a questo proposito un sotto obiettivo è rappresentato dal potenziamento della domanda di beni e servizi innovativi ed eco-innovativi (EU, 2012). Queste strategie rientrano nel più ampio spettro degli incontri internazionali relativi allo Sviluppo Sostenibile.

Dal 1994, con il *Symposium* di Oslo dal nome “*Sustainable Consumption*” viene coniata la definizione di “Produzione e Consumo Sostenibile” inteso come uso di beni e servizi che rispondono ai bisogni fondamentali e conducono a una migliore qualità della vita e allo stesso tempo consentono di minimizzare l'uso di risorse

¹³ Arcese G., Martucci O., “Gestione del rischio e sostenibilità globale: un tentativo di integrazione tra strumenti di Risk management e Social Life Cycle Assessment, Atti di Ecomondo, Maggioli Editore, 2010.

¹⁴ Raney D.L., “Sustainable business development-Inventing the future through Strategy , Innovation and Leadership”, Cambridge Press, 2009.

naturali, materiali tossici, produzione di rifiuti ed emissione di agenti inquinanti in tutto il loro ciclo di vita, così da non pregiudicare i bisogni delle generazioni future (Oslo Roundtable, 1994¹⁵).

Tale concetto racchiude i tre pilastri della sostenibilità: l'economia, la società e l'ambiente. Nel 2002 con il vertice di Johannesburg e le "Raccomandazioni del Vertice di Johannesburg", che coinvolgevano governi, organizzazioni internazionali e società civile nello sviluppo di un quadro decennale di programmi per sostenere attività e iniziative volte a promuovere modelli di produzione e consumo sostenibile, si dà vita a quello che nel 2003 viene definito "Processo di Marrakech", avviato durante il primo incontro internazionale di esperti tenutosi nella stessa città da cui ha preso il nome.

La volontà di considerare il cambiamento comportamentale della società civile e la consapevolezza di elementi di cambiamento fondamentali nel percorso verso nuovi modelli di produzione e consumo crea il legame fra l'educazione e il consumo (Annuario Ispra Ambiente, 2007).

A questi incontri ne sono seguiti altri due nel 2005 in Costa Rica e nel 2007 a Stoccolma in cui si è portato avanti il piano decennale per lo sviluppo sostenibile avviato nel 2003. Il processo di Marrakech è terminato nel 2011, il cui meccanismo complesso ha generato precise azioni e programmi a livello locale ed in particolare dall'Unione Europea che ha avviato iniziative importanti per raggiungere i suoi obiettivi di crescita e occupazione in linea con la strategia di Lisbona e l'integrazione di questa con le strategie di sostenibilità ed ha fornito risultati significativi tra cui:

- L'evoluzione politica a livello europeo della Rinnovata Strategia per lo Sviluppo sostenibile che nel 2006 ha incluso la PCS includendola come sfida chiave ed individuando obiettivi e programmi di azione concrete da realizzare entro il 2010.
- Nel 2008, la Commissione Europea attraverso una sua comunicazione (2008/397) ha presentato il Piano d'Azione per un Consumo, una Produzione e una Industria Sostenibili) contenente anche la comunicazione sul Green Public Procurement (GPP), COM 2008/400, i nuovi regolamenti Emas ed Ecolabel e la proposta di estensione della direttiva sulla progettazione ecologica dei prodotti (Eco-design)

¹⁵ <http://www.iisd.ca/consume/oslo000.html>.

- La Direttiva 2009/125/CE del Parlamento Europeo relativa all'istituzione di un quadro per l'elaborazione di specifiche di ecoprogettazione dei prodotti connessi al settore energetico.
- Nel 2011, la Commissione Europea attraverso comunicazione diffonde il documento "A resource-Efficient Europe-Flagship initiative of the Europe 2020 Strategy".

A livello europeo l'importanza strategica dell'adozione della metodologia LCA come strumento di base e scientificamente adatto all'identificazione di aspetti ambientali significativi è espressa chiaramente all'interno del Libro Verde COM 2001/68/CE e della COM 2003/302/CE sulla Politica Integrata dei Prodotti, ed è suggerita, almeno in maniera indiretta, anche all'interno dei Regolamenti Europei: EMAS (761/2001/CE) ed Ecolabel 1980/2000/CE.

La LCA del resto rappresenta un supporto fondamentale allo sviluppo di schemi di Etichettatura Ambientale: nella definizione dei criteri ambientali di riferimento per un dato gruppo di prodotti (etichette ecologiche di tipo I: Ecolabel), o come principale strumento atto ad ottenere una Dichiarazione Ambientale di Prodotto: DAP (etichetta ecologica di tipo III).

In Italia, il primo riscontro nella citazione della LCA in una legislazione ambientale è il Decreto Ronchi, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha tra i suoi obiettivi, la promozione strategica nazionale la sostenibilità ambientale dei beni di consumo e gli acquisti verdi per contribuire allo sviluppo di una strategia per la produzione e il consumo sostenibili (Masoni e Zamagni, 2012).

In questo ambito il MATTM e l'ENEA hanno stipulato un accordo di collaborazione che ha lo scopo di promuovere e sviluppare le attività già in corso da parte di ENEA sui temi relativi alla LCA e agli strumenti di comunicazione ambientale di prodotto, al fine di garantire le maggiori sinergie possibili con le attività di carattere strategico in corso e con lo scopo di implementare le banche dati ambientali con il progetto "Banca Dati Italiana LCA" (Zamagni, 2012).

In Italia, a livello nazionale e regionale nonché locale, sono state sviluppate diverse azioni in attuazione all'indirizzo strategico europeo. In questo frangente, molto importante è il "Piano di Azione Nazionale per la Produzione e il Consumo Sostenibili" che riprende la strategia europea ed include indirizzi e suggerimenti per l'attuazione sul territorio di politiche in linea con la strategia sia a livello istituzionale che dei diversi settori produttivi.

Tra i principali punti saldi delle politiche PCS si presentano in parte indirizzi generali ed, in parte, strumenti attuativi. In particolare tra questi rientrano:

- L'obiettivo di privilegiare e sviluppare ottica ed interventi preventivi;
- Il coordinamento delle politiche di PCS con quelle per la "responsabilità Sociale d'Impresa (RSI)
- L'integrazione delle politiche di PCS con le politiche di livello generale
- L'integrazione tra eco-innovazione, di processo e di prodotto, e processi innovativi in generale;
- Lo sviluppo di strategie di mercato per sfruttarne i meccanismi e correggerne i "fallimenti", in primo luogo con l'obiettivo di "internalizzare" i costi ambientali;
- Lo sviluppo e la combinazione di strumenti normativi/regolativi e strumenti volontari per stimolare e diffondere i processi di eco-innovazione;
- Il Coinvolgimento dei diversi *Stakeholders* e la promozione dei comportamenti informati, consapevoli e solidali;
- La Focalizzazione gli interventi rispetto ai settori ritenuti chiave e alle priorità ambientali in modo da aumentarne efficacia ed efficienza;
- La Definizione e lo sviluppo di indicatori e strumenti di analisi e valutazione per la elaborazione ed il monitoraggio delle politiche;
- Lo Sviluppo gli strumenti tecnici necessari a supportare l'attuazione delle politiche di PCS in tutte le fasi del ciclo e rispetto ai diversi soggetti.

Alla base dell'intera politica PCS e come strumento di analisi per l'attuazione della stessa vi sono i principi del Life Cycle Thinking, ossia pensare e lavorare in termini di ciclo di vita per "disaccoppiare" crescita economica e degrado ambientale ed accrescere la produttività di materiali ed energia (Finzi et al, 2006).

Il Life Cycle Thinking (LCT)

Promuovere la produzione di beni e servizi eco innovativi richiede la disponibilità e l'uso di strumenti efficienti di analisi in grado di misurare la sostenibilità di un prodotto/processo/servizio.

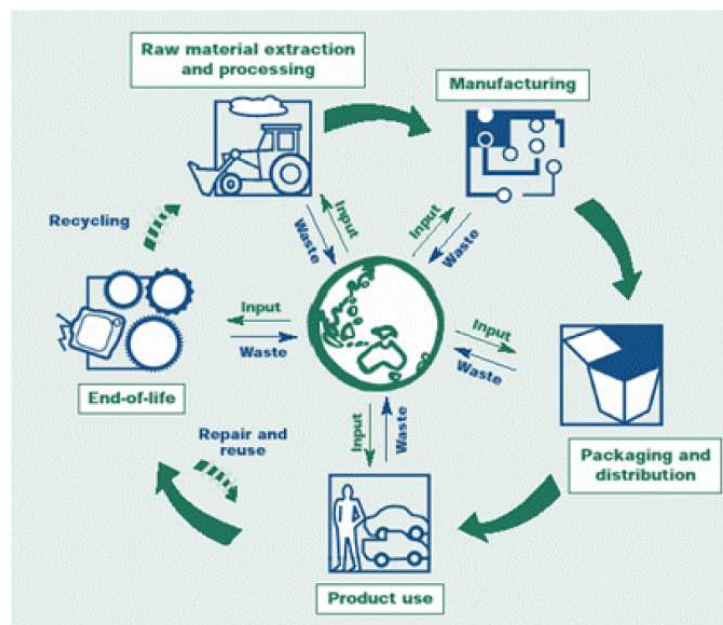
L'unanime consenso a livello internazionale sull'adozione di strumenti basati sul ciclo di vita, considera il prodotto come un "sistema tecnologico" che include tutti i

processi relativi alla fabbricazione, distribuzione, uso, manutenzione, dismissione e riuso (Finzi et al., 2006)

Questo processo di miglioramento inizia con l'estrazione di materie prime, prosegue con la produzione e la distribuzione e passa attraverso l'utilizzo e / o di consumo, terminando con il riutilizzo, il riciclaggio dei materiali, recupero di energia e lo smaltimento finale.

L'approccio di valutazione degli impatti relativo al ciclo di vita (LCT) cerca di identificare i miglioramenti che è possibile apportare a beni e servizi, sotto forma di minore impatto ambientale e la riduzione delle risorse tra tutte le fasi del ciclo di vita, analizzando complessivamente le relazioni tra sistema tecnologico e ambiente dalla culla alla tomba. Lo slogan *"From Cradle to Grave"* – "Dalla Culla alla Tomba", si consolida proprio in questi anni poichè illustra in maniera sintetica la filosofia dell'approccio stesso. Prima di essere conosciuta e applicata attraverso lo strumento metodologico del Life Cycle Assessment (LCA), la metodologia ha preso diversi nomi tra cui *"Cradle to Grave analysis"*, *"Life cycle Analysis"*, *"Eco-balance"*, *"Energy and Environmental Analysis"* ect. (Baldo et al, 2005).

Figure 2.2: stages of a products life cycle – Australian Government:Department of the environment and heritage



Fonte: LCI, 2005

Proprio come gli organismi viventi, i prodotti hanno un ciclo di vita pure. In cui gli organismi viventi provengono, riprodurre, e alla fine muoiono, i prodotti sono prodotto da materie prime, utilizzate da consumatori ed eventualmente smaltiti.

Il ciclo di vita del prodotto è generalmente suddiviso in fasi. Il numero di fasi può variare; sei stadi sono spesso distinti (figura 2.2):

- 1) Il design del prodotto (non mostrato in figura);
- 2) estrazione di materie prime e di trasformazione;
- 3) fabbricazione del prodotto;
- 4) Imballaggio e distribuzione al consumatore;
- 5) uso e manutenzione del prodotto;
- 6) di fine del ciclo di vita di gestione: il riutilizzo, il riciclaggio e smaltimento (LCI, 2005).

Life Cycle Thinking fornisce una prospettiva più ampia. Oltre a considerare gli impatti ambientali dei processi all'interno del nostro diretto controllo, l'attenzione è rivolta anche alle materie prime utilizzate, catene di approvvigionamento, l'uso del prodotto, gli effetti di smaltimento e le possibilità di reimpiego e il riciclaggio.

L'obiettivo principale di Life Cycle Thinking è di evitare un oneroso spostamento. Questo significa minimizzare impatti in una fase del ciclo di vita, o in una regione geografica, o in una categoria particolare impatto, contribuendo ad evitare aumenti altrove (Graedel et al, 2009).

Per far sì che la logica Life Cycle Thinking venga realmente applicata è indispensabile una cooperazione tra i vari attori della catena del valore. Allo stesso tempo, fornisce anche la possibilità di utilizzare la conoscenza che è stato raccolto per ottenere significativi vantaggi economici. Il Life Cycle Thinking può aiutare a identificare le opportunità e portare a decisioni che aiutano a migliorare le prestazioni ambientali, l'immagine ed i benefici economici. Può essere quindi un valido strumento di marketing. Adottare la logica Life Cycle Thinking, aiuta, ad esempio, ad affrontare con successo i problemi di riduzione dell'inquinamento atmosferico e acqua da una specifica operazione. Tuttavia, questo non significa necessariamente ridurre gli impatti ambientali negativi legati al consumo di materiali e risorse. Essa, inoltre, non rappresenta lo spostamento degli oneri - risolvere un

problema durante la creazione di un altro. Le soluzioni, pertanto, non può essere ottimale e può anche essere controproducente.

La logica Life Cycle Thinking può essere definita una strategia “win-win”. Guardando il quadro generale, le aziende non sempre considerano le loro catene di fornitura o il possibile impatto dell'utilizzo di ciò che producono e dei processi di 'fine vita' connessi ai propri prodotti. Le azioni di governo ed istituzionali si concentrano spesso su specifiche regione, e non sugli effetti o benefici che possono verificarsi in altri territori che sono attribuibili i propri livelli di consumo. In entrambi i casi, la scarsa attenzione al problema ambientale conduce a negative performance finanziarie e più alto potenziale di danno (Joint Reserach Center, 2012¹⁶).

Cenni storici

Il pensiero comune sulla logica LCT è che sia una logica recente e del tutto innovativa; in realtà, questo pensiero è del tutto errato, giacché le origini di questo approccio di analisi risalgono agli anni '60 (Baldo et al, 2005). L'approccio costituiva una novità assoluta e generò pareri contrastanti tra ricercatori e tecnici. I primi, convinti che uno studio per il miglioramento delle prestazioni energetiche ed ambientali di un sistema industriale dovesse prendere in considerazione l'intera filiera produttiva e i secondi abituati a concentrare gli sforzi sul potenziamento dei singoli processi produttivi.

Il problema principale sino ad allora non riscontrato si ha nel fatto che è possibile ridurre l'impatto di un singolo processo industriale a scapito di altri, trasferendo l'inquinamento nello spazio e/o nel tempo e riducendo i benefici della transazione a livello locale non controbilanciando il problema considerando il sistema esterno al processo con il risultato di un mancato miglioramento reale.

Del resto, questa visione era contraria anche al classico punto di vista degli economisti che erano consueti a suddividere l'industria in settori industriali e a non correlarli tra di loro non tenendo conto delle diverse esternalità che si possono generare tra un settore e l'altro (Boustead e Hancock, 1979).

¹⁶ http://lct.jrc.ec.europa.eu/index_jrc

I primi tentativi di applicazione del Life Cycle Thinking si hanno a partire dagli anni '70 negli USA. Le aziende ne facevano principalmente un uso strategico e di supporto decisionale, l'EPA¹⁷ per la progettazione delle politiche ambientali (Franklin e Hunt, 1972; Hunt e Franklin, 1996).

Le prime ricerche americane venivano chiamate Resource Analysis e venivano condotte con l'obiettivo di caratterizzare alcuni materiali impiegati nella produzione per poi confrontare i materiali per stesse applicazioni e verificarne l'intercambiabilità (confrontare funzioni equivalenti con l'uso di materiali e soluzioni diverse da un punto di vista ambientale).

Le ricerche più famose riconducibili a quel periodo e riscontrabili in bibliografia sono quelle relative alle produzioni Coca Cola Company e dalla Mobil Chemical Company condotte dal Midwest Research Institute (Franklin e Hunt, 1972). La metodologia utilizzata in questo caso era la cosiddetta REPA (Resource and environmental profile Analysis) che integrava la valutazione dell'energia alle risorse naturali (Baldo et al, 2005). Altri esempi emergono dalla bibliografia inglese, tra le aziende produttrici di bottiglie (Bousted, 1996).

Negli anni successivi, le spinte dei movimenti ambientalisti prima, e, le successive crisi petrolifere poi, hanno condotto al consolidamento della filosofia di pensiero del ciclo di vita. L'impegno determinante arriva verso la fine degli anni '80, con l'affermarsi del concetto di sviluppo sostenibile (Meadows et al, 1972; Pan Books, 1972; Bruntland, 1987).

Nel 1979, gli autori Boustead e Hancock, pubblicano il manuale di Analisi Energetica, prima descrizione operativa del procedimento analitico di uno studio LCA in Europa, ancora oggi di valido supporto di analisi.

In Germania, il settore del packaging e il problema legato allo smaltimento dei rifiuti, condussero negli stessi anni, ad analisi LCA. Ad un gruppo di ricercatori del Batelle-Institut di Francoforte venne commissionato uno studio interdisciplinare. Il risultato non fu particolarmente innovativo ma subito dopo la pubblicazione del Report di Franklin et al. (1972) il gruppo tedesco convertì i propri studi ispirandosi al report statunitense (Oberbacher et al., 1996).

Infine, con l'introduzione della bottiglia in PVC da parte della TetraPak e le numerose critiche per l'ipotetico impatto ambientale della produzione del materiale,

¹⁷ EPA: Environmental Protection Agency

rivolte all'azienda relative all'incenerimento del corrispondente rifiuto. Dopo errori di calcolo delle emissioni da parte dell'azienda, venne applicata per il confronto dei diversi materiali di produzione della bottiglia un'analisi "cradle to grave", con una parte incentrata sull'energy analysis, con informazioni inerenti le risorse utilizzate, i rifiuti generabili e lo smaltimento. Tale studio fu pubblicato nel 1973 producendo effetti locali notevoli e aprendo le porte della Svezia alla logica Life Cycle Thinking (Sundström, 2002).

Dagli anni '80 si consolida l'idea dell'integrazione e del miglioramento dei modelli di analisi per meglio interpretare il concetto di sviluppo (Hunt et al, 1996). Nel 1984, l'EMPA (Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research) pubblica un report con una lista di dati necessari per un'analisi LCA (Assies, 1992).

Il termine LCA –Life Cycle Assessment verrà coniato solo nel 1990 durante il Congresso SETAC (Società of Environmental Toxicology and Chemistry, come " ... un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o ad un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente...". La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione ed il trasporto delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale" (SETAC, 1990; 1991).

Tuttavia le teorie e gli strumenti del Life Cycle Thinking si sono evoluti nel tempo: dal caratteristico environmental-LCA che ha caratterizzato gli anni '70-'80, allo sviluppo e l'estensione degli altri aspetti delle sostenibilità tra gli anni '80-'90, nonché dal consolidamento della metodologia di calcolo e le conseguenti evoluzioni come, ad esempio il "consequential LCA" degli ultimi anni (Guinée et al, 2010).

In particolare gli anni novanta sono caratterizzati fortemente dalla standardizzazione dell'analisi del ciclo di vita ambientale, nascono le piattaforme di discussione, crescono in tutto il mondo i gruppi scientifici e di ricerca che si occupano di questi argomenti e vengono pubblicate le prime guide e gli Handbooks, vengono pubblicati articoli scientifici sulle riviste scientifiche internazionali e viene standardizzato il modello in sede ISO (ISO 14040-14044) e viene suggerita come la metodologia da numerose fonti normative cogenti (Huppes e Schneider, 1994; Hauschild e Wenzel, 1998; Baumann e Tillmann, 2004; ISO 2006).

All'inizio del nuovo millennio si ha un periodo caratterizzato dalla convergenza tra la standardizzazione in sede ISO e il coordinamento delle attività in sede SETAC al

fine di creare un'armonizzazione della metodologia, nonostante lo standard, questo il processo è ancora in corso e ad oggi non esiste un unico modello per condurre un'analisi LCA (Heijung et al, 1992, Guinée et al, 2010).

Gli anni 2000 sono comunque caratterizzati da un forte cambiamento di direzione positivamente influenzato dalle politiche internazionali. Nel 2002, l'UNEP (United Nations Environmental Programme) e la SETAC lanciano l'International Life Cycle Partnership, meglio conosciuta come Life Cycle Initiative, per migliorare gli strumenti di life cycle thinking attraverso il potenziamento delle banche dati e degli indicatori (UN, 2012).

L'iniziativa è una risposta alla chiamata da parte dei governi per un'economia basata sull'approccio Life Cycle contenuta nella dichiarazione di Malmö del 2000, la cui mission è sviluppare e diffondere strumenti pratici per la valutazione di opportunità, rischi e compromessi associati ai prodotti e servizi per conseguire uno sviluppo sostenibile (LCI, 2005). L'iniziativa viene portata avanti svolgendo tre programmi distinti: LCM (Life Cycle Management) per lo sviluppo gestionale degli strumenti di supporto, il miglioramento dei dati e il potenziamento degli indicatori per il supporto alle decisioni e la formazione delle competenze dei responsabili delle decisioni. Molto importanti sono i materiali informativi e la realizzazione di programmi di formazione; LCI (Life cycle Inventory), programma che ha l'obiettivo di migliorare la qualità delle banche dati e l'accesso globale e trasparente delle stesse ed infine il LCIA (Life Cycle impact assessment) programma volto al miglioramento della qualità degli indicatori di impatto attraverso la promozione di scambio di opinioni tra esperti che si traduce costantemente in raccomandazioni comunemente accettate. (LCI, 2005). Infine, particolare attenzione in questa sede viene posta alle PMI e ai paesi in via di sviluppo.

Negli ultimi dieci anni sono nate molte reti e iniziative per favorire lo scambio di idee e aumentare l'efficienza della ricerca e dell'applicazione delle metodologie. Alcuni esempi sono l'European Platform on Life Cycle Assessment, reti nazionali come l'Australian LCA Network, l'American Center for LCA, Thai Network e la Rete Italiana LCA, IberoAmerica o NorLCA (Guinée et al, 2010, Rosebaum et al, 2008; Scalbi et al, 2011).

Dal 2010 in poi, lo specchio di ragionamento si estende a quello che viene definito Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA). Il modello amplia i confini di

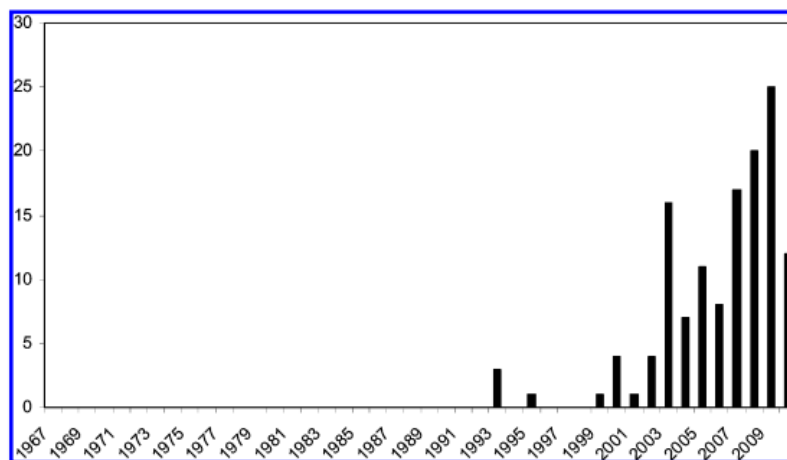
riferimento delle “classiche” analisi LCA alle tre dimensioni della sostenibilità, coprendo le cosiddette tre P: People, Planet e Prosperity.

Ad ampliarsi è anche la struttura dell’analisi che da product-oriented si estende ad interi settori (sector level) o ancora più ad ampio spettro definito economic level. Inoltre include considerazioni non incluse sino ad ora nelle analisi, relazioni comportamentali ed economiche degli individui, contesti normativi relative alle tre aree della sostenibilità. Il modello è nella sua fase preliminare di discussione.

L’attuale diffusione del Life Cycle Thinking

L’applicazione dell’approccio *life cycle thinking* è in continua evoluzione ma, allo stesso tempo, consolidato in tutto il mondo. Lo dimostrano le numerose pubblicazioni che si riscontrano sulle banche date scientifiche se si ricerca in base alla parola chiave “LCA”.

Figura 2.3: Numero di articoli scientifici che citano la LCA dal 1967 al 2010



Fonte: Guinée et al., 2010 da ACS Publication ES&T Web site

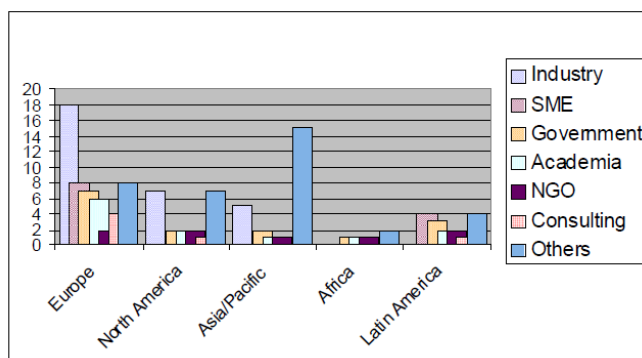
Negli ultimi venti anni, in particolar modo, ha registrato un interessamento sempre maggiore da parte di gruppi di ricerca (riscontrabile dalla presenza ai meeting e symposium sulla tematica) ma soprattutto, aziende ed organizzazioni pubbliche e private.

La dimostrazione di ciò è data dalle numerose analisi statistiche sulla diffusione della metodologia. A livello internazionale, inoltre, può essere presa come punto di riferimento un’indagine condotta da UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative sul profilo

degli utilizzatori degli strumenti legati al LCT a livello internazionale (UNEP/SETAC, 2005). I dati evidenziano come, su 33 paesi diversi, il 66% dei rispondenti erano individui singoli e il 33% organizzazioni.

L'indagine dimostra come l'interesse maggiore, su scala globale, provenga dalle imprese, la partecipazione delle industrie Asiatiche e in America Latina è legata primariamente ad associazioni di categoria, le Piccole e Medie Imprese mostrano interesse in particolare Europa e Sud America e, i rispondenti del Nord America, invece, hanno un profilo quasi opposto. Inoltre, gli utenti più interessati risultano essere gli Europei, seguiti da Nord Americani e Africani per ciò che concerne gli aspetti tecnici di analisi (lca e redazione di inventari di dati). Più della metà degli utenti, in Europa, sono attivi nella ricerca e nella consulenza. Il 61% degli intervistati utilizzava LCA a scopo strategico/decisionale e quasi tutti gli intervistati che lavorano in azienda, ricoprono ruoli che riguardano funzioni aziendali che si occupano di salute, ambiente e sicurezza (59%) (UNEP/SETAC, 2005).

Fig 2.4: Applicazione del life cycle thinking nei diversi settori produttivi



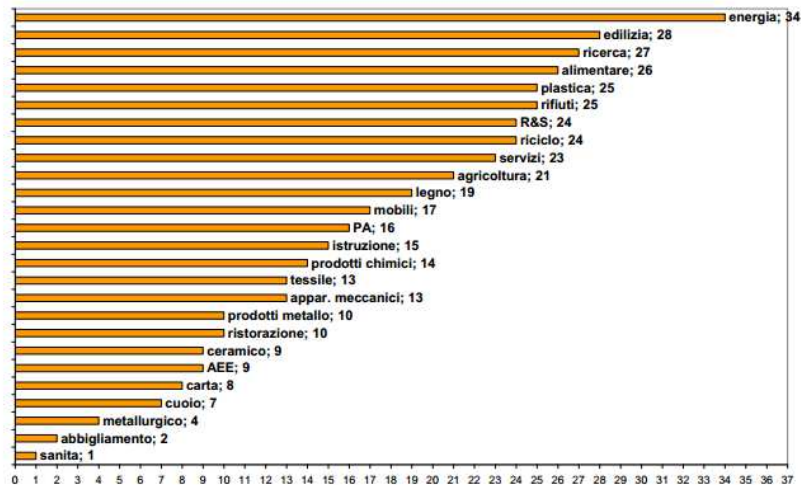
Fonte: Life Cycle Approaches. The road from analysis to practice (UNEP/SETAC, 2005).

Anche in Italia, sono state condotte analisi per capire la diffusione dell'approccio e della metodologia. Le più conosciute ed esaustive sono le statistiche che, a livello nazionale, l'ENEA¹⁸ porta avanti annualmente e riproduce attraverso la "Mappatura LCA" promossa della Rete Italiana LCA. Nell'indagine statistica della mappatura si registra un regolare trend in aumento di iscritti alla rete, una forte concentrazione di università (53%) e società di consulenza (30%), seguite da enti di ricerca e imprese (rispettivamente 13% e 3%) (Cappellaro e Scalbi, 2011).

¹⁸ Agenzia Nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile.

I risultati delle statistiche evidenziano la distribuzione delle applicazioni dell'LCA in diversi settori (primo tra tutti il settore energetico). Sono, inoltre, molti diffusi studi nei settori dell'edilizia e nel settore alimentare. Infine, rilevanza assumono anche i rifiuti, le plastiche, il riciclo, R&S e i servizi. Molto importante è lo sviluppo metodologico (diffusione nel settore della ricerca in particolare).

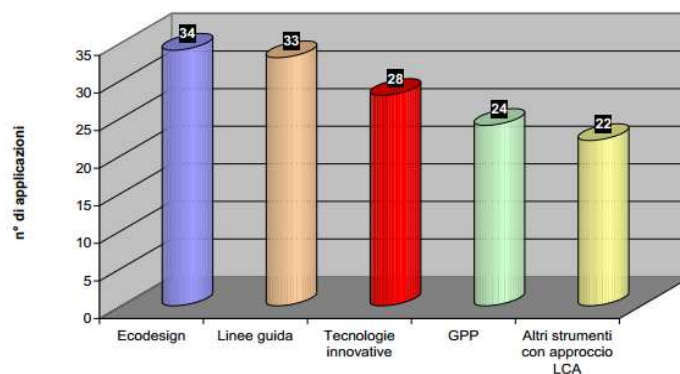
Fig. 2.5: Applicazione del life cycle thinking nei diversi settori produttivi



Fonte: Mappatura LCA, 2011 (Cappellaro e Scalbi, 2011).

Oltre alle applicazioni e agli aspetti metodologici relativi l'LCA, dalla stessa fonte si evince anche la densità di utilizzo di altri strumenti previsti all'interno delle politiche di consumo e produzione sostenibile, basati sul life cycle thinking come il Green Public Procurement, l'Ecodesign, le tecnologie innovative, il Life Cycle Costing, strumenti analitici di ausilio come l'analisi input-output, l'analisi multicriteria, le contabilità ambientali, l'ecologia industriale, carbon ed ecological footprint e la Social LCA (Cappellaro e Scalbi, 2011).

Fig. 2.6: Diffusione degli strumenti



L'*Ecodesign* risulta essere uno degli strumenti più applicati insieme allo sviluppo di linee guida e seguito dallo studio di tecnologie innovative, che spesso sono correlate con analisi di eco design, seguito dagli approfondimenti metodologici relativi alla linea guida e dalle diverse tecnologie innovative. In definitiva, anche il *Green Public Procurement* gode di una buona diffusione.

L'approccio Life Cycle Management

L'applicazione del Life cycle thinking all'interno di un'organizzazione, che sia una azienda o una realtà di tipo non commerciale, si esplicita attraverso il Life Cycle Management. Esso viene descritto come concetto dall'Environment Canada nel 1997 e può essere definito come uno strumento flessibile e integrato di concetti, tecniche e procedure per affrontare aspetti ambientali, economici, tecnologici e sociali dei prodotti e delle organizzazioni per raggiungere continuo miglioramento ambientale dal punto di vista del ciclo di vita (Gruppo di lavoro SETAC LCM, 2003). Garantisce, inoltre la coerenza tra gli strumenti e le procedure utilizzate e un efficace coordinamento di risorse, tecnologie e informazioni nell'ottica del miglioramento continuo (ISO / IEC 15288 CD 2, 2000).

Tuttavia, le diverse definizioni che si hanno in bibliografica di Life cycle management, sono espressione di diverse aspettative ed esperienze nel campo.

Per Petersen (2001), invece, il LCM rappresenta più semplicemente la gestione di un business basata su considerazioni di carattere ambientale del ciclo di vita e per Remmen (2001). Esso è, più che un approccio tecnico verso produzioni e prodotti, un modo per modificare le attese e le opinioni degli *stakeholders*, e cambia il modo di comunicare e di monitoraggio normativo. Per Saur (2003), LCM è un concetto di gestione dell'innovazione verso prodotti sostenibili, attraverso il sostegno strategico processo decisionale e lo sviluppo del prodotto.

La SETAC lo definisce, infine, come punto di partenza per promuovere ulteriormente l'applicazione del ciclo di vita e pensare al ciclo di vita da un punto di vista pratico di gestione. Questo nuovo concetto dovrebbe integrare tutti, approcci argomenti aree e gli strumenti menzionati. Integrando gli insegnamenti tratti da una

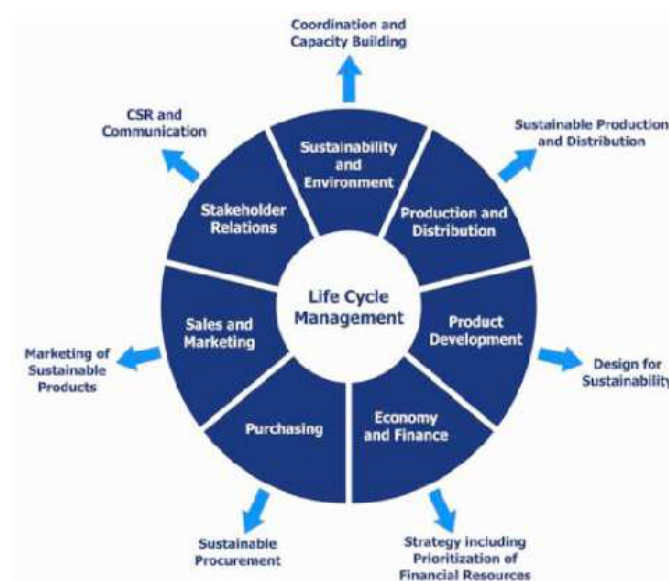
vasta gamma di studi di LCA e di altri sforzi sulla base del ciclo di vita, LCM fornisce la possibilità di colmare brillante tra le politiche, gli strumenti e programmi (Unep/Setac, 2005).

Il Life Cycle Management (LCM) è stato sviluppato come un concetto integrato per la gestione del ciclo di vita complessivo di prodotti/servizi verso una produzione e un consumo più sostenibili e si concretizza attraverso la gestione aziendale della produzione, la gestione responsabile del rifiuto o, più in generale, attraverso il *green procurement*. Per raggiungere l'ottimizzazione del *Life Cycle Management* devono essere coinvolti tutti gli attori di filiera e la cooperazione tra essi deve supportare gli strumenti di politica di prodotto. Ovviamente, il Life Cycle Management è sostenuto da strumenti di analisi basati sulla stessa filosofia *life cycle thinking* come il *Life Cycle Assessment*.

Le principali priorità in questo campo risiedono nello sviluppo di un migliore collegamento tra gli strumenti analitici e gli approcci procedurali, e tra le strategie aziendali e governative nell'uso degli strumenti di comunicazione, come ad esempio, i diversi tipi di etichette, per sviluppare la comunicazione e la partecipazione delle parti interessate nel dato prodotto ciclo di vita, e di sviluppare materiale formativo e la descrizione di casi di studio LCM.

Il *framework* di applicazione del modello dettato da UNEP e SETAC è il seguente:

Fig. 2.7: Life Cycle Management - A Business Guide to Sustainability

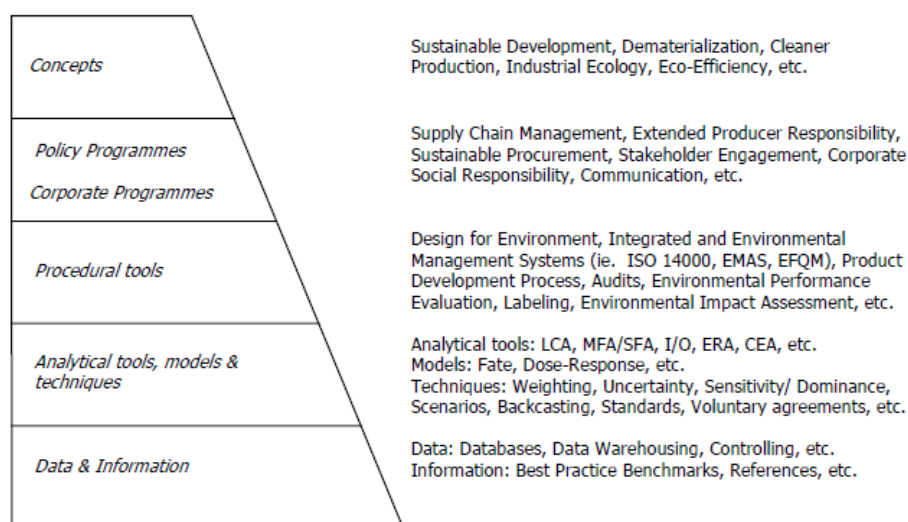


Fonte: UNEP/SETAC, 2007

In modo più dettagliato, il life cycle management è rappresentabile come un framework che si basa su strutture, sistemi, strumenti e informazioni.

LCM non è destinato a sostituire i concetti esistenti, i programmi e gli strumenti, ma offre piuttosto un nuovo approccio sintetico per migliorare l'applicazione di questi concetti, diversi programmi e strumenti nella prospettiva *life cycle*.

Fig. 2.8: *Life Cycle Management Framework*



Fonte: Unep/Setac, Life Cycle Approaches. The road from analysis to practice, 2005.

Tuttavia, ci sono una serie di ostacoli più comuni che le organizzazioni incontrano quando cercano di applicare la gestione ecocompatibile e in particolare la progettazione eco-compatibile, tra cui:

- 1) la mancanza di un il livello di consapevolezza dei problemi ambientali a tutti i livelli organizzativi;
- 2) l'adeguato livello di conoscenza e competenza ambientale;
- 3) la mancanza di disponibilità e dimestichezza con strumenti per la gestione delle questioni ambientali all'interno della *value chain*.

In generale, il life cycle management permette di individuare le fasi del ciclo di vita, processi o singole fasi che contribuiscono alla riduzione dell'impatto complessivo e consenta di individuare quelli che hanno il più alto potenziale di miglioramento; di

conseguenza, oltre ai punti critici, è possibile identificare i sistemi maggiormente sfruttabili e potenziabili.

Dal punto di vista dell' ISO, il Life Cycle Management rappresenta un approccio per assicurare che i processi utilizzati in tutta il ciclo di vita di un progetto siano coerenti e che non vi sia effettiva condivisione e il coordinamento delle risorse, tecnologie e informazione (ISO 2008).

Tre passi devono essere compiuti per l'attuazione del modello completo. Il primo consiste nel definire i ruoli e le responsabilità degli individui. In altre parole, si dovrebbe definire l'assetto organizzativo dell'intera struttura di business nell'ottica LCM.

Il secondo passo dovrebbe coinvolgere i responsabili dei vari sistemi che vengono sviluppati all'interno dell'organizzazione: il sistema di gestione ambientale (EMS), il sistema di responsabilità sociale (SR), ect. Il terzo passo è caratterizzato dal passaggio ad un approccio di "sito o di impianto" mirato all'orientamento al prodotto.

Questi punti rientrano in quella che può essere, più generalmente definita "teoria di sistema". In quest'ultima si fa leva su alcuni punti fondamentali: luoghi all'interno di un sistema complesso (ad esempio, una società, economia, organismo vivente, città, o di un ecosistema), dove un piccolo intervento produce grandi cambiamenti nel resto del il sistema (Sonnemann, 2010).

Il ciclo di vita di un prodotto o di un processo, visto in un ottica sistematica, ha molte "leve" che oltre ad essere identificate a livello strategico, possono essere identificate per intervenire con il sistema per ottenere il cambiamento desiderato. La leva finanziaria, ad esempio, è un tipico punto d'intervento legato alle attese degli stakeholders; le leve organizzative invece intervengono attraverso incentivi individuali o collettivi motivazionali.

Più nello specifico in un'ottica LCM, i punti dove intervenire nel sistema rientrano:

- Il ciclo di vita del prodotto: dalle fasi del ciclo di vita ai cambiamenti dei processi individuali,
- Il settore pubblico: dalle norme di responsabilità del produttore ai programmi di *green procurement*,
- Le varie funzioni aziendali: approvvigionamento, sviluppo del prodotto, di marketing, ect.

- Le aspettative degli *stakeholders*: settore finanziario, consumatori, gruppi di interesse, e così via.

La gestione del ciclo di vita sta affiorando come uno dei programmi ambientali più potenti nei paesi industrializzati mentre nella maggior parte dei paesi in via di sviluppo, LCM trova una collocazione differente.

Da un lato è percepito come un concetto vago che crea incertezza tra la gerarchia di strumenti ambientali disponibili. D'altra parte, a differenza dei paesi sviluppati, dove i clienti e gli utenti finali sono i più forti *drivers* per l'LCM, nei paesi in via di sviluppo forze trainanti di questo tipo, in genere, non esistono. Inoltre, strumenti come il *green procurement*, le banche dati ambientali, le etichette ecologiche e i marchi ambientali e altri strumenti correlati sono poco noti o totalmente inesistenti. Inoltre, non meno importante è la difficoltà di applicazione degli strumenti che richiedono spesso una formazione specifica ed esperienza che non è facilmente reperibile ed economicamente troppo costosa (UNEP, 2008).

Life Cycle Management e creazione di valore nella Supply Chain

L'espressione "*Supply Chain*" descrive le forme di collegamento esistenti tra le varie organizzazioni (fornitori, produttori, distributori e clienti). Il *supply chain management* è l'approccio sistemico che consente la gestione del flusso di merci, informazioni e servizi lungo l'intera catena (Rullani 1979; Cavalieri, 1995; ISO 26000, 2010).

In questo ambito, la catena del valore (Porter, 1985) assume un ruolo fondamentale. Per "catena del valore" si intende un modello che permette di descrivere la struttura di una organizzazione come un insieme limitato di processi.

Questo modello è stato teorizzato da Michael Porter nel 1985 nel suo best-seller "*Competitive Advantage: Creating and Sustaining Superior Performance*". Secondo questo modello, un'organizzazione è vista come un insieme di 9 processi, di cui 5 primari e 4 di supporto (Porter, 1985).

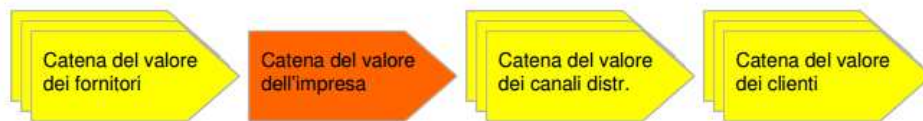
Fig. 2.9: La catena del valore di Porter (1985)



Fonte: M. Porter, Il vantaggio competitivo, Edizioni di Comunità, 1987.

Il “*supply chain management*” riguarda diverse attività logistiche delle aziende, con l'obiettivo di controllare le prestazioni e migliorarne l'efficienza (Mentzer et al. 2001). Tra queste attività sono incluse la catalogazione sistematica dei prodotti e il coordinamento strategico dei vari membri della catena distributiva (Cooper et al., 1993). Tuttavia, non esiste in letteratura una definizione di *Supply Chain* unanime (Tyndall G. 1998; Cooper M.C.; Ellram L. M 1993; La Londe B.J., 1997; Ellram L.M., Cooper M.C, 1990).

Fig. 2.9: La catena del valore generica



Fonte: Tresca, La catena del valore. Belowthebiz – idee in rete, 2004.

La catena del valore va al di là delle organizzazioni ed è intrinsecamente connessa all'intera filiera, alle reti di distribuzione, clienti e consumatori finali. Inoltre, la realizzazione di un mix produttivo rivolto al cliente finale coinvolge molti fattori economici e non. Le interazioni degli attori all'interno della catena generano valore globalmente per questo, un'organizzazione genera maggior valore se è in grado di influenzare tutta la catena e di generare sostenibilità al suo interno.

Questo approccio influenza tre tipologie di aspetti:

1. Innovazione - i processi di business per il sviluppo di nuove e migliori beni e servizi.
2. Influenza sulle scelte - l'uso del marketing e campagne di sensibilizzazione per consentire e incoraggiare i clienti e consumatori di scegliere e utilizzare beni e servizi più in modo efficiente e sostenibile.
3. Cambiamenti - la rimozione di "Insostenibili" beni e servizi dal mercato in collaborazione con altre attori (ad esempio, i rivenditori) nella società o chiaramente attraverso meccanismi di mercato (UNEP, 2008).

Lo sviluppo del vantaggio competitivo nella catena del valore è facilmente rappresentabile attraverso la struttura matriciale che correla la leadership di costo con la leadership di differenziazione, alla stregua della leadership ambientale (Facchinetti, 2001; Remmen, A., 2007).

Quella di Ellram e Cooper (1990) che definiscono la catena del valore come una filosofia manageriale di gestione è quella che meglio si concilia con il Life Cycle Management. In questo caso, la sostenibilità della gestione diventa la sostenibilità di tutta la catena del valore. Tra le misure di performance della supply chain è possibile misurare la performance ambientale per verificarne l'impatto sull'ambiente. Per fare questo è indispensabile il monitoraggio lungo tutta la catena. Gli unici due strumenti presenti in letteratura per fare ciò sono la LCA e l'OBIA¹⁹.

I limiti dell'approccio life cycle thinking

L'approccio di valutazione basato sul ciclo di vita, seppure come dimostrato fin ora per alcuni aspetti consolidati, presenta tuttora dei limiti strutturali abbastanza evidenti. Alcuni di essi sembrano essere dei chiari ostacoli all'ulteriore diffusione dell'approccio, soprattutto nelle PMI e nei paesi in via di sviluppo.

I primi punti deboli che possono essere riscontrati riguardano l'approccio analitico. Le critiche mosse ad esso sono spesso relative alla troppa scientificità dell'approccio e alla carente applicazione alla realtà pratica.

¹⁹ L'OBIA: misura la relazione tra performance economiche ed ambientali.

In sostanza, la troppa vicinanza al mondo scientifico degli esperti del settore e dal canto opposto, la poca diffusione di esperti all'interno delle aziende lo rende molto poco applicabile.

Ulteriori critiche ormai consolidate, riguardano la grande difficoltà nell'applicazione e il non facile utilizzo degli strumenti.

Già nel 1999, l'UNEP pubblicò una sorta di "denuncia" degli ostacoli alla metodologia nel documento dal titolo "*Towards the global use of life cycle assessment*", in cui vengono descritte alcune barriere determinanti per il più ampio uso di Life Cycle Assessment (LCA), il più usato strumento di analisi (UNEP, 1999).

Le principali sono riconducibili a:

- assenza dei bisogni percepiti
- mancanza di competenze LCA
- mancanza di fondi per la LCA
- mancanza di dati adeguati.

L'importanza relativa di queste barriere è diversa a seconda della localizzazione geografica, quindi, la mancanza di competenze e finanziamenti particolarmente importante nei PVS ma anche nei paesi industrializzati per le PMI.

Seppur in questo documento si parli specificatamente di LCA, le considerazioni possono essere estese a tutto l'approccio.

Attuali approcci pratici, che generalmente consistono in programmi sviluppati da enti governativi e grandi imprese, sono spesso criticati per la mancanza di un sufficiente sostegno scientifico che, spesso, si basano su concetti generali e qualitativi piuttosto che sull'utilizzo di strumenti analitici.

Per quanto riguarda gli approcci ciclo di vita in generale, qualche critica particolare viene mossa dai paesi in via di sviluppo, come ad esempio l'alta concentrazione di interesse sulle problematiche volte alla grande industrializzazione.

Alcune tesi estreme hanno anche sostenuto che l'approccio ostacoli anziché facilitare gli scambi commerciali con i paesi non industrializzati, tesi, dal canto suo, contraddetta e non appoggiata dalla comunità scientifica internazionale.

In sostanza dalle critiche mosse da più parti, si evince che entrambi gli approcci, analitico e pratico, devono essere migliorati.

Il particolare, dovrebbero essere migliorati l'applicabilità, l'accessibilità, l'affidabilità dei dati.

Il Life Cycle Sustainability Assessment

Dalla nascita dell'approccio basato sul ciclo di vita ad oggi, il paradigma della sostenibilità si è evoluto facendo sì che si evolvesse anche l'approccio stesso, contribuendo a quello che è l'attuale paradigma di sostenibilità globale (Finkbeiner et al., 2010). Rubik, nel 2002, teorizzò il passaggio tra un paradigma tradizionale di sostenibilità a quello che è oggi il paradigma moderno, attraverso lo schema sottostante, ripreso poi da Finkbeiner et al. (2010) per espletare l'evoluzione dell'approccio life cycle.

Fig. 2.10: Dal paradigma tradizione al paradigma moderno

Characteristics	"TRADITIONAL" environmental protection	"MODERN" environmental protection
political background	control of risks, dangers	sustainability ("triple bottom line")
primary policy principle	command & control	push & pull
main actor	governments	society ("shared responsibility")
policy setting	confrontation	cooperation
tasks	separation of tasks, individual solutions	integration of tasks, system solutions
principle for action	reactive	proactive
regional scope	local, national	international
focus	production ("single processes")	products ("process networks")
environment	single compartments and emissions	complete cross-media view over the complete life cycle
environmental technology	separate processes, end-of-pipe	integrated processes, innovations

Fonte: (Rubick, 2002; Finkbeiner et al., 2010).

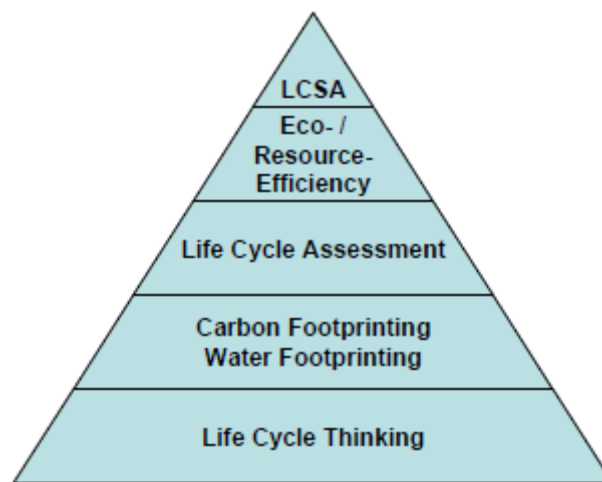
E' ampiamente discusso, anche se non da molto tempo, all'interno della comunità scientifica internazionale, un modello di studio che coordina i tre punti cardine della sostenibilità basato sulla logica Life Cycle Thinking: il Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), utilizzabile per valutare la sostenibilità di un prodotto/processo/servizio sotto tutte le sfere della sostenibilità (Lucchetti et al, 2012).

Il passaggio dal life cycle thinking al life cycle sustainability assesement non è stato consequenziale. Si sono, infatti susseguiti diversi strumenti di valutazione di impatto

e prestazionali su aspetti specifici come la Carbon Footprinting e la Water Footprinting o ancora strumenti per la valutazione dell'efficienza energetica e delle risorse (Guinée et al, 2011; Arcese et al, 2012).

Seguendo la logica di Maslow è possibile adattare la scala dei bisogni espressa nella sua famosa piramide in una struttura piramidale che esprima l'esigenza di sostenibilità. A questo punto, l'approccio del ciclo di vita si colloca alla base, seguito dai metodi di valutazione monotematici fino all'esigenza di valutazione della sostenibilità globale del ciclo di vita (LCSA) che ne rappresenta la punta.

Fig. 2.11: La valutazione del ciclo di vita nella piramide di Maslow



Fonte: Finkbeiner et al., 2010.

L'obiettivo è la creazione di uno strumento completo che misuri tutte le dimensioni della sostenibilità il cui output possa essere presentato e comprensibile anche ai non esperti del settore e della metodologia (Finkbeiner et al., 2010).

Il *Life Cycle Sustainability Assessment* (LCSA) è un *framework* di integrazione interdisciplinare di diversi modelli piuttosto che un modello in sé. Attualmente non esiste un vero e proprio approccio di applicazione, infatti, i tentativi di implementazione riguardano la selezione di diversi modelli disponibili che, di solito avviene in funzione dell'obiettivo di sostenibilità che si vuole raggiungere con un approccio *bottom-up* (UNEP/SETAC, 2012).

Anche se questo è pienamente compatibile con l'assunto dell'ISO che "non esiste un metodo unico per la conduzione LCA" (14040, 2006) si tratta di una deviazione significativa dalla classica LCA praticata fino ad ora, per l'estensione agli impatti economici e sociali. Del resto la stessa norma ISO 14040 (2006) indirizza verso una

via complementare a tre dimensioni attraverso l'integrazione di strumenti e tecniche singolarmente progettate per le tre sfere della sostenibilità.

La definizione di LCSA è riportata nell'ultimo report del Life Cycle Initiative, *Towards a Life Cycle Sustainability Approach* del 2011, in cui viene definito come l'approccio di valutazione di tutti gli impatti ambientali, economici e sociali negativi e i benefici nei processi di *decision making* del miglioramento della sostenibilità di un prodotto attraverso l'intero ciclo di vita (UNEP/SETAC, 2011).

I benefici potenziali dell'utilizzo e futuri dell'utilizzo dell'approccio sono di tutti gli attori del mercato globale ed in particolare possono essere riassunti in 12 punti:

1. Aiuto nell'organizzazione strutturata del complesso spettro di informazioni e di dati provenienti dai tre ambiti di analisi
2. Aiuta a chiarire il *trade-off* fra i tre pilastri della sostenibilità, le fasi del ciclo di vita e gli impatti, i prodotti generazioni, fornendo un quadro completo
3. Evidenzia alle imprese i punti di debolezza su cui intervenire
4. Promuove la consapevolezza nella catena del valore attori sui temi della sostenibilità.
5. Supporta le imprese e tutti gli attori della catena individuando le carenze e gli spunti di miglioramento
6. E' uno strumento di supporto alle decisioni che individua le risorse ad investimento prioritario con minor impatto
7. E' di supporto nella selezione delle tecnologie più sostenibili
8. In grado di supportare i consumatori nel determinare quali prodotti non sono solo economicamente efficienti, eco-efficiente o socialmente responsabile, ma anche più sostenibile.
9. Stimola le imprese all'innovazione
10. Aiuta le imprese nella comunicazione e informazione della propria sostenibilità
11. È potenzialmente di supporto ad iniziative relative a marchi ed etichettatura
12. Fornisce i principi guida per la produzione e il consumo sostenibili.

Attraverso una visione sistemica e prospettica possono essere evitati gli spostamenti involontari dei carichi ambientali, dei benefici economici e del benessere sociale tra le diverse fasi. Il principio di completezza, inoltre, risulta essere ancora più

importante in questo caso, perché la considerazione di tutti gli attributi e gli aspetti si rispecchia in un portafoglio di interventi a disposizione delle organizzazioni molto ampio grazie alla prospettiva multi dimensionale e alla possibile valutazione dei trade-off (UNEP/SETAC, 2011).

La consapevolezza e la necessità di fornire una metodologia completa relativa a questa tipologia di approccio era già presente nell'aggiornamento della norma ISO riguardante la LCA. Nella ISO 14040-44, infatti, è presente nelle descrizioni delle analisi stand-alone un quadro procedurale che include una visione di sostenibilità globale (ISO 14040 – Annex A, 2006).

Questa idea viene concettualizzata attraverso la formula generale suggerita da Walter Klöpffer che mette in relazione le tre tecniche attraverso la seguente relazione:

$$LCSA = E-LCA + LCC + S-LCA$$

Dove **E-LCA** si riferisce al life cycle assessment ambientale, **LCC** rappresenta la metodologia life cycle costing e **S-LCA** (Klöpffer 2008, Finkbeiner et al., 2010)²⁰. Nello specifico dell'applicazione della metodologia, tuttora in via di definizione, alcuni aspetti sembrano essere punti chiave di partenza per una corretta analisi. Primo fra tutti, l'esigenza di un regime di valutazione multi-criterio. Questo schema, infatti, di analisi che consente la valutazione di parametri attraverso scale di valori e indicatori ponderabili tra loro. Per una analisi di questo tipo, non esiste un livello di ponderazione globale, ma bensì esistono almeno due livelli di ponderazione differenti tra loro: ponderazione tra indicatori della stessa natura (ad esempio ambientale+ambientale) e ponderazione tra le tre diverse dimensioni (ambientale, economica, sociale) (Finkbeiner et al., 2010).

Il *trade-off* tra le tre dimensioni della sostenibilità deve essere affrontato con la massima cura, al fine di mantenere un equilibrio sostenibile e, proprio questo, risulta essere il grande problema ancora non risolto. I filoni di pensiero sono sostanzialmente due: una prima parte di esperti che consiglia di “pesare” le tre dimensioni della sostenibilità in un singol-score, e, una parte di studiosi che è profondamente contrario (Kloepffer, 2008).

²⁰ Si tralascia la descrizione dei singoli strumenti che verranno analizzati in dettaglio nel capitolo successivo.

Nella prima ipotesi, si è davanti ad una nuova costruzione del framework della LCA che include LCC e SLCA in un'unica analisi, includendo ulteriori categorie di impatto nell'inventario. Il vantaggio, in questo caso, è di avere un unico inventario di dati e di conseguenza di categorie di impatto ed un solo modello di analisi con obiettivo e scopo comune.

Nel secondo caso, il LCSA si basa su tre valutazioni distinte del ciclo di vita coerenti con i confini del sistema, idealmente identiche, come nella formulazione generale e composta dai tre strumenti che rispecchiano i tre rami della sostenibilità. In futuro, i tre metodi dovrebbero essere standardizzati (come è già per la LCA) o almeno armonizzate, eseguendo una ponderazione formale fra i tre pilastri. Il vantaggio principale di questo approccio è la sua trasparenza e senza valutazioni soggettive e ancora più vantaggiosa è l'assenza di possibilità di compensazione tra pilastri.

Ai fini della standardizzazione, la norma ISO sembra preponderare per quest'ultima ipotesi, lasciando le tre analisi da condurre separatamente anche se non si esclude una revisione della norma (Kloepffer, 2008).

Del resto, sono già stati proposti modelli di diversa natura per la risoluzione del problema. Un modello è quello suggerito dal gruppo di ricercatori di Eyerer, che aggiunge alle variabili del life cycle engineering (ambientali, economiche e tecnologiche) la variabile sociale oppure aggiungendola come quarta variabile. Oppure, un comprensibile strumento di comunicazione, anche per i non esperti sono la rivisitazione del "The Mixing Triangle" proposto (Hofstetter, P. et al., 1999), attraverso il Life Cycle Sustainability Triangle o il modello di comunicazione dei risultati proposto Life Cycle Sustainability Dashboard proposto da Traverso e Finkbeiner (2010), ed infine il modello suggerito dal progetto internazionale CALCAS, coordinato dall'ENEA con l'obiettivo di raccordare gli strumenti di Life Cycle Thinking e renderli più coerenti con il più generale concetto di sviluppo sostenibile per sviluppare una "nuova LCA" che includesse tutte le variabili (Zamagni et al. 2009).

Prospettive Future

In conclusione è possibile sostenere che l'approccio Life Cycle Thinking e il più recente indirizzamento verso il Life Cycle Sustainability Approach deve essere ancora molto perfezionato.

Le applicazioni delle combinazioni LCA, LCC e S-LCA devono essere rafforzate e sussistono ancora molti limiti che devono essere superati, come la mancanza dei trade-off certi tra i pilastri della sostenibilità, la mancanza di competenze tecniche nelle risorse umane delle aziende nonché delle risorse finanziarie per l'applicazione, la carenza delle banche dati e la non facile accessibilità alle stesse, la comprensione e la condivisione degli end-point all'interno del modello ed altro ancora.

Di conseguenza, tutte le carenze fin qui esposte sono spunto di ulteriori ricerche e aree da sviluppare al fine soprattutto l'uso errato e non etico degli strumenti.

Infine, per lo sviluppo della metodologia LCSA, risulta essere di fondamentale importanza condurre ulteriori ricerche sulle circostanze e i rischi di un doppio conteggio per l'applicazione dei tre singoli strumenti. Inoltre, finché l'approccio LCSA non sarà consolidato sono necessarie ulteriori ricerche anche per quanto riguarda l'aspetto temporale, che è comune solo nel LCC in alcuni approcci che includono il tasso di sconto.

Infine, affrontare le tre dimensioni della sostenibilità rispettando la definizione di sviluppo sostenibile di Bruntland (1987) è possibile unendo i tre pilastri e promuovendo lo scambio e la possibile convergenza delle diverse scuole e attraverso approcci più snelli e di più semplice conduzione e integrazione.

Capitolo 3

Gli strumenti di analisi del Life Cycle Thinking

Introduzione

La necessità di intervenire sui cicli produttivi con l'obiettivo di razionalizzare l'uso delle risorse naturali e ridurre l'impiego delle materie prime nonché, più in generale, la ricerca delle *best practice* nella gestione e nell'impiego delle tecnologie ha condotto alla ricerca di strumenti e metodologie di analisi sempre più sofisticate ed efficienti volte al soddisfacimento del nuovo paradigma basato sulla sostenibilità (Raney 2006).

Adottando l'approccio dalla culla alla tomba, si migliorano le performance del prodotto lungo tutte le fasi del suo ciclo di vita.

Gli obiettivi del LCT riguardano la riduzione dell'uso delle risorse impiegate e delle emissioni generate e il miglioramento dei risultati sociali ed economici. Questo permette di rafforzare il legame esistente tra la dimensione economica sociale e ambientale dell'azienda lungo tutta la sua catena del valore e permette di realizzare il prodotto secondo la filosofia delle sei RE (Bontempi S. 2009):

1. RE-think: ripensare al prodotto e alle sue funzioni.
2. RE-duce: ridurre l'energia e il consumo di materiali.
3. RE-place: sostituire le sostanze nocive con quelle eco-compatibili.
4. RE-cycle: prediligere materiali che possono essere riciclati, realizzare il prodotto in modo tale che possa essere dismesso facilmente per il riciclo.
5. RE-use: progettare il prodotto in modo che le sue parti possano essere riusate.
6. RE-pair: rendere il prodotto facilmente riparabile.

In questo capitolo saranno descritti e discussi gli strumenti di sostenibilità basati sul Life Cycle Thinking e le metodologie attualmente esistenti per la sua applicazione.

Il Life Cycle Assessment

Nel 1993, la *Setac Society Toxicology and Chemistry (SETAC)* durante il congresso di Vermont in Canada definì per la prima volta il *Life Cycle Assessment* come:

“ un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o un’attività, effettuato attraverso l’identificazione dell’energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell’ambiente. La valutazione include l’intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l’estrazione e il trattamento delle materia prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l’uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale”.

La norma UNI EN ISO 14040 (2006) riprende questa definizione e espleta la LCA come:

“una compilazione e valutazione attraverso tutto il ciclo di vita dei flussi in entrate e in uscita, nonché dei potenziali impatti ambientali, di un sistema di prodotto”.

E’ importante porre l’accento su alcuni aspetti che caratterizzano queste definizioni che stabiliscono le caratteristiche principali del modello. Prima tra tutte, il requisito di oggettività della metodologia che si sostanzia attraverso fasi precise stabilite dalla norma e dalla scientificità dei dati utilizzati per le valutazioni d’impatto che devono essere verificabili e confrontabili.

L’oggetto di valutazione di impatto comprende sia i carichi energetici che ambientali imputabili ad un ogni singolo processo o attività che portano alla produzione di un prodotto in senso lato o di un servizio considerando l’intero di ciclo di vita (dalla culla alla tomba) e i possibili conseguenti spunti di miglioramento nelle diverse fasi. Per ciclo di vita si intendono le fasi consecutive, collegate e coordinate del processo produttivo, delle attività precedenti legate alle risorse necessarie per innescare il processo e successive, come l’uso e la destinazione finale post-uso (smaltimento e riciclo). Il ciclo di vita preso in analisi viene delineato e stabilito da quella che viene definita unità funzionale.

Attraverso lo studio di un LCA, si perviene all’identificazione degli stadi e dei momenti in cui si concentrano maggiormente le criticità ambientali, i soggetti che dovranno farsene carico (produttore, utilizzatore, ecc.) e le informazioni necessarie per realizzare eventuali interventi di miglioramento.

E’ importante evidenziare come, a differenza di altri metodi di valutazione ambientale, la LCA si adatti alle analisi economiche, associando imputazioni di costo

ai vari stadi, per definire i risultati ottenuti in termini di benefici o perdite e quindi valutare eventuali modifiche da apportare alle fasi che sprecano risorse.

Per produrre tali risultati, il sistema economico richiede risorse di materiali ed energia e genera emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo. L'insieme delle risorse e delle emissioni rappresenta l'impatto ambientale del sistema economico. Da ciò discende il ruolo della gestione ambientale: aumentare l'efficienza del sistema economico riducendo l'impatto ambientale.

L'affermarsi della metodologia LCA dipende principalmente da tre fattori:

- la nuova attenzione alle politiche di prodotto, come fattore importante delle politiche ambientali;
- la presenza di un'opinione pubblica che richiede informazioni ambientali e di consumatori che scelgono le merci ed i servizi che vengono loro offerti in base a criteri di qualità ambientale;
- la crescente consapevolezza che i problemi ambientali non possono più essere affrontati per singoli comparti (aria, acqua, suolo), ma richiedono una valutazione ed un intervento globale.

Sorta inizialmente come supporto alla decisione in ambito industriale, la LCA presenta un campo potenziale di applicazione molto ampio, andando dalla gestione della singola azienda a quella dei sistemi socio-economici nazionali: interessa pertanto sia il piccolo imprenditore che gli organi pubblici di controllo e programmazione. È evidente l'utilità in campo macroeconomico, in quanto si tratta di uno strumento particolarmente adatto a perseguire politiche di sviluppo sostenibile (un esempio consiste nella progettazione ed attuazione di un efficace programma di riciclo), ma è interessante interrogarsi sui possibili motivi che conducono alla sua applicazione nel settore produttivo privato. Generalmente, in campo industriale tale strumento consente all'azienda di analizzare le caratteristiche delle proprie attività operative dal punto di vista del loro adeguamento alle norme di legge ed agli standard di riferimento mondiali vigenti o proposti per il futuro.

In estrema sintesi l'approccio si focalizza sullo studio separato dei singoli elementi del sistema produttivo, si passa a una visione globale del sistema produttivo, in cui tutti i processi di trasformazione sono presi in considerazione poiché partecipano alla realizzazione della funzione per la quale essi sono stati progettati.

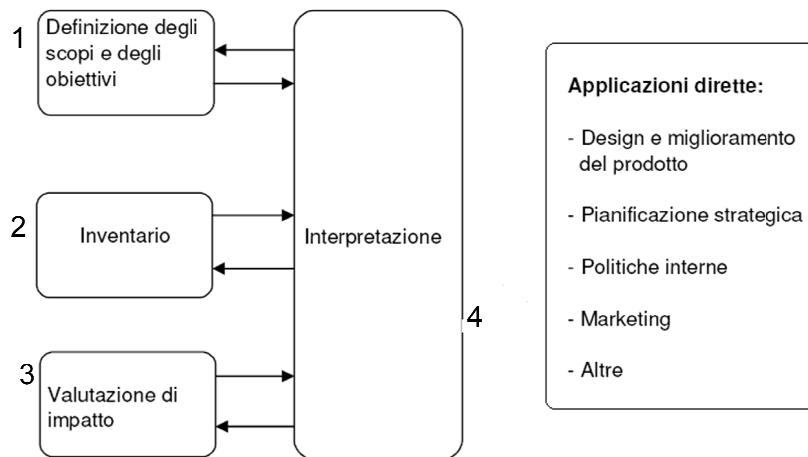
L'analisi può essere implementata per due scopi principali:

1. **LCA Comparativo fra più sistemi che svolgono la stessa funzione;**
2. **LCA per analizzare ed evidenziare le fasi critiche di un sistema.**

In entrambi i casi, le fasi di analisi sono sempre le stesse e sono stabilite e standardizzate dalla linea guida (ISO 14040):

1. Definizione degli scopi e degli obiettivi
2. Inventario
3. Valutazione degli impatti
4. Interpretazione dei risultati

Fig. 3.1: Fasi di analisi di uno studio LCA



Fonte: ISO 14040, 4.2; una rivisitazione.

La LCA, quale strumento per sviluppare una gestione efficace dell'ambiente, si presentava inizialmente come sistema di supporto alle decisioni fortemente incentrato sull'industria; oggi, l'analisi del ciclo di vita riveste un notevole interesse anche per il settore pubblico e nei servizi.

Inoltre, le potenziali applicazioni possono essere di diverso tipo: dalla pianificazione strategica allo sviluppo e il miglioramento di prodotti/processi; dal marketing ambientale all'attuazione di politiche di *Green Public Procurement (GPP)*.

Nel dettaglio, gli usi potenziali da parte delle imprese possono essere distinti in varie categorie, quali:

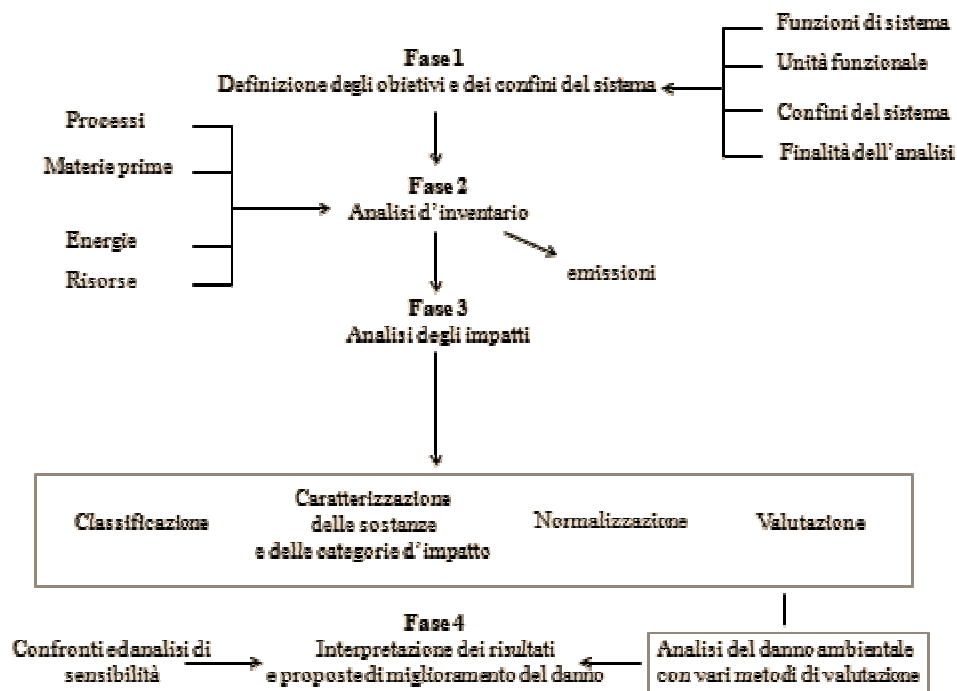
- Uso strategico: si tratta di un utilizzo sofisticato della LCA che diventa pertanto un sistema di supporto alle decisioni per le scelte strategiche di un'impresa; consente di eseguire una valutazione dei costi finanziari legati alla prospettiva d'introduzione di legislazioni che estendono l'ambito di responsabilità delle varie esternalità ambientali al produttore;
- La Ricerca e sviluppo: attraverso l'esecuzione di una LCA è possibile studiare e confrontare diverse tipologie di prodotti che svolgono la stessa funzione, al fine di scegliere quello con la migliore efficienza ambientale;
- Il Marketing: si tratta della possibilità di utilizzare i risultati della LCA al fine di pubblicizzare un prodotto come "ecologico", incrementandone pertanto il valore aggiunto e l'appetibilità da parte dei consumatori. Tale strumento può essere inoltre impiegato per presentarsi alle Pubbliche Amministrazioni come un'impresa attenta alle problematiche ambientali o come un primo *step* per il conseguimento dell'Ecolabel del prodotto;
- La Produzione: l'analisi del ciclo di vita consente d'individuare le fasi del processo produttivo che sono poco efficaci da un punto di vista ambientale (attività aventi emissioni troppo inquinanti o che sprecano troppa energia e materie prime). Tale strumento permette inoltre di analizzare processi produttivi alternativi da confrontare con quello in uso, al fine di individuarne quello con migliori *performances* ambientali.

Nel settore pubblico, invece, è utilizzata per applicazioni inerenti l'analisi degli impatti ambientali di un prodotto con uno standard di riferimento; la riduzione dei costi attraverso l'individuazione di aree nelle quali realizzare economie o livelli maggiori d'ottimizzazione; la selezione degli indicatori rilevanti di *performance* ambientali; l'educazione e la divulgazione della cultura ambientale; il supporto nei processi di concertazione territoriale per la valutazione e la promozione dell'innovazione tecnologico-ambientale; come strumento valido nella definizione della gestione ottimale dei servizi (ad esempio sistemi di trasporto, gestione di rifiuti, ecc.).

Le fasi della metodologia

Le quattro principali fasi di analisi espressa nella linea guida SETAC e dalla norma ISO 14040 include delle sottofasi necessarie per applicare la metodologia completa.

Fig. 3.2: Fasi di analisi di uno studio LCA; aspetti tecnici.



Fonte: Neri P. (2009), *L'analisi ambientale dei prodotti agroalimentari con il Metodo del Life Cycle Assessment*, Palermo, Arpa Strumenti (Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile e l'ambiente).

La figura fornisce una schematizzazione delle fasi della LCA secondo le norme UNI EN ISO 14040:2006 e UNI EN ISO 14044:2006.

Nella prima fase **Goal Definition and Scoping**, definizione degli obiettivi e dei confini del sistema, vengono definiti lo scopo dello studio, il prodotto in oggetto, la sua funzione, i confini del ciclo di vita studiato. Gli obiettivi e il campo di applicazione influenzano il sistema che si vuole studiare e le direzioni e profondità dello studio. Questa è la fase fondamentale, apparentemente più semplice, in cui si esplicita cosa si vuole conoscere, se si vuole fare riferimento ad uno standard di etichettatura (come, ad esempio, studi volti ad ottenere la certificazione Ecolabel o

un'EDP), avere informazioni sui punti critici del sistema analizzato (Hot spots); avere informazioni relative alla progettazione (eco-design) (Baldo, 2005).

In questa fase vengono definite, inoltre, l'unità funzionale e il campo di applicazione. L'unità funzionale, definita come la quantità di prodotto utilizzata come riferimento per i calcoli dei flussi in uscita ed in entrata di materiale ed energia in entrata nel sistema, è, nello specifico, il prodotto, servizio o funzione su cui impostare l'analisi; secondo la norma è una misura della prestazione ed è fondamentale per definire la comparabilità dei risultati e quindi, l'oggettività. La scelta avviene arbitrariamente e dipende sostanzialmente dallo scopo (Baldo, 2005; Uso 14040).

Nella pratica l'unità funzionale è espressa in Kg di prodotto, unità di servizio, Kwh di energia ect.

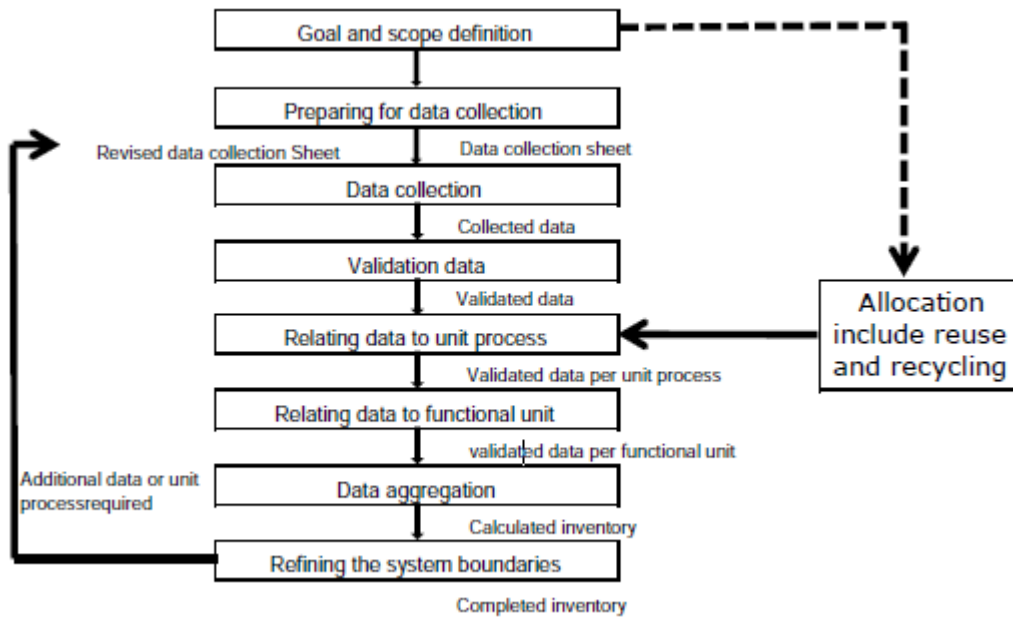
I confini di un sistema, invece, identificano le unità di processo da includere nel sistema in cui si costruisce il modello e devono essere scelti in maniera tale che tutti i flussi in ingresso e in uscita siano flussi elementari. La scelta dei confini, il livello di aggregazione dei dati e il modello scelto per il sistema del sistema devono essere coerenti con l'obiettivo dello studio. Tuttavia si ha facoltà di escludere dai confini del sistema specifici processi o fasi ma, in questo caso, qualsiasi esclusione deve essere esplicitamente indicata ed motivata e man mano che si raccolgono i dati e si conduce l'analisi i confini del sistema possono essere modificati (Cappellaro et al., 2011).

La seconda fase, *Life Cycle Inventory – LCI*, consiste nella redazione dell'inventario. Esso rappresenta la parte più complessa e costosa dell'analisi perché è la fase in cui vengono raccolti e rendicontati tutti i flussi di energia e di materia del sistema preso in esame normalizzato in funzione dell'unità funzionale. I flussi vengono espressi in unità fisiche (massa e energia) e comprendono l'utilizzo di risorse e di energia e tutti i rilasci in aria, in acqua e nel suolo associati al sistema, raccolti per ogni fase del processo preso in analisi (ISO 14040, 2006).

Nell'inventario non entrano in gioco valutazioni e giudizi che riguardano gli effetti ambientali che gli input e output possono avere. Lo scopo dell'inventario è semplicemente quello di fornire dati oggettivi che solo successivamente potranno essere elaborati e commentati. L'inventario riguarda la raccolta dei dati e i procedimenti di calcolo per quantificare gli input e gli output rilevanti per un sistema prodotto; si basa sulla descrizione dettagliata di tutti i flussi in entrata e in uscita. Un inventario deve essere in grado di offrire una forte affidabilità, per questo motivo la

sua redazione deve avvenire seguendo un codice ben definito. A tale proposito la norma ISO 14044 fornisce delle linee guida per la creazione dell'analisi d'inventario per evitare che avvenga in maniera soggettiva.

Figura 3.3: *Procedura semplificata dell'analisi d'inventario*



Fonte: Norma ISO 14044, 2006

La qualità dei dati raccolti ed usati nella fase di inventario è indispensabile per uno studio LCA di qualità, proprio per questo la raccolta dati deve rispondere a requisiti di completezza, precisione, rappresentatività, coerenza e riproducibilità. La metodologia meno complicata da adottare è la valutazione attraverso i bilanci di massa per ogni processo partendo dal principio base che alla quantità di input deve corrispondere una quantità di output (Cappellaro et al., 2011).

Inoltre, è necessario definire alcuni parametri quali i fattori relativi all'area geografica di riferimento, l'asse temporale, la tecnologia, il livello di precisione e completezza dei dati e l'incertezza nelle fonti di informazione. Ovviamente, per rispondere a tutti questi parametri è necessario utilizzare molte e differenti fonti. I dati principali sono quelli raccolti e misurati direttamente da chi conduce l'analisi e vengono definiti Dati Primari, tutti i dati mancanti possono essere reperiti da banche dati nazionali e internazionali, dai software di calcolo, dalla letteratura, informazioni

disponibili in internet e dati raccolti sul campo presso aziende e industrie e vengono definiti Dati Secondari ed infine sussiste una terza categoria di dati composta dai valori medi e le stime (Dati Terziari).

Ad oggi, il problema della qualità dei dati rappresenta ancora una criticità della metodologia del ciclo di vita, poiché esistono sia troppi dati confidenziali, sia differenze consistenti se si paragonano banche dati su uguali processi produttivi.

Per assicurare una buona attendibilità e trasparenza dei dati utilizzati, infatti, occorre definire e valutare la qualità dei dati suddetti, tenendo in considerazione i seguenti parametri:

- tecnologia di riferimento;
- età dei dati;
- il processo a cui è riferito il dato;
- territorio per il quale il dato è significativo;
- tipo di campionamento eseguito per ciascun dato riportato;
- metodi utilizzati per il controllo di qualità;
- varianza e irregolarità riscontrate nella misurazione;
- metodi di calcolo utilizzati per ottenere i valori medi.

Altra considerazione da fare è riguardo alla ripartizione dei consumi e degli impatti relativi a prodotti differenti generati da uno stesso processo produttivo. Ad oggi risultano ancora limitate le indicazioni fornite in merito ai criteri da impiegare per tali ripartizioni; gli studiosi raccomandano, infatti, di analizzare nel dettaglio il processo produttivo al fine di poter attribuire ad ogni prodotto finale la quota spettante di materia prima, energia consumata ed impatti in aria, acqua e rifiuti solidi. Un'approfondita conoscenza del processo e del sistema in esame, richiede la definizione di eventuali flussi di riciclo interni, distinguibili in flussi ad anello chiuso e ad anello aperto. Nel primo caso il materiale recuperato, sottoposto a trattamento, venga reinserito a monte del processo produttivo. In questo caso si osserva una riduzione dei consumi e degli impatti come conseguenza dell'impiego in più cicli produttivi della stessa quantità (di acqua, energia, materie prime, ecc.); nel secondo caso, il prodotto riciclato venga immesso in un nuovo processo con il conseguente assorbimento dei benefici dal nuovo processo.

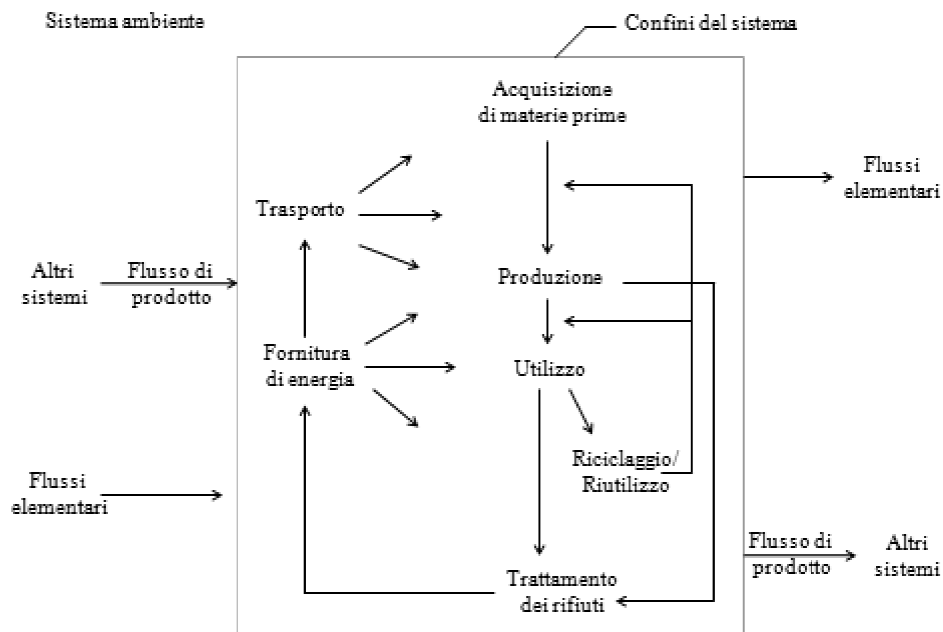
Lo scopo di questa fase consiste nell'individuare e quantificare i flussi di ingresso ed in uscita dal sistema oggetto di analisi lungo tutta la sua vita. Il processo di analisi condotto per fasi, pertanto rappresenta il momento più importante di una LCA, nel

quale si procede con la ricostruzione dei processi sequenziali caratterizzanti un sistema produttivo, individuandone le rispettive quantità di energia e di materie prime necessarie, al fine di riprodurre un modello teorico che rappresenti il funzionamento del sistema reale (Cappellaro, 2011; Baldo, 2005).

A questo punto, l'operazione successiva è volta all'imputazione degli input e degli output alle singole fasi. Per far ciò, lo strumento migliore è la redazione di un diagramma di flusso. Si tratta nello specifico di una rappresentazione grafica e qualitativa delle fasi rilevanti dei processi coinvolti nel ciclo di vita del sistema analizzato ed è caratterizzato dalla presenza di sequenze di processi (*boxes*) collegati da flussi di materiali (freccette). Giacché il sottostante flow-chart consente di visualizzare e di raccogliere i dati di ingresso ed uscita per ogni fase del processo.

Si tratta di una divisione di un sistema in vari sottoinsiemi con la conseguente esplicitazione delle varie azioni di interconnessione; la produzione principale, la produzione di materiali ausiliari, il consumo di energia connesso ai vari processi, trattamento di rifiuti, la produzione secondaria o co-prodotto, i mezzi di trasporto utilizzati per il trasporto del prodotto e del co-prodotto, la produzione di energia ed un eventuale suo recupero sotto forma di calore o elettricità.

Figura 3.4. Sistema di prodotti per la LCI



Fonte: Neri P. (2009), *L'analisi ambientale dei prodotti agroalimentari con il Metodo del Life Cycle Assessment*, Palermo, Arpa Strumenti (Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile e l'ambiente).

Una volta definito il confine del sistema (System Boundaries), che delinea il limite tra l'oggetto di studio e l'ambiente e stabilite le fonti dei dati, nella fase successiva alla raccolta i dati subiscono la prima rielaborazione. In questa fase (Processing Data) si procede alla trasformazione dei dati in impatti. Ciò vuol dire che ogni fonte di dato viene collegata ad il relativo ipotetico impatto che esso può causare. Il fine ultimo di questo passaggio è strutturare un vero e proprio bilancio ambientale per la redazione del quale dovrà essere necessariamente controllata la qualità dei dati provenienti dalle tre categorie precedentemente descritte.

Va considerato che la maggior parte dei processi industriali ha più di un prodotto e ricicla i prodotti intermedi o di scarto come fossero materie prime. E' necessario, quindi, allocare i flussi di materia.

Il processo di allocazione consiste nella ripartizione dei flussi di materia e di energia e dei corrispettivi rilasci nell'ambiente nel sistema considerato, tenendo conto delle produzioni multi funzione, dei co-prodotti e dei prodotti intermedi. Tale processo dovrà essere documentato e giustificato per ognuna delle unità del processo considerate. Il vantaggio di eseguire un processo di allocazione è che l'approssimazione delle relazioni che sussistono tra flussi in entrata e in uscita vengono stabilite con un margine di errore ridotto. L'allocazione può essere eseguita per valori fisici e/o economici. Questo processo può essere evitato tramite la procedura di espansione dei confini del sistema che consente di includere in quest'ultimo le funzioni aggiuntive relative ai coprodotti.

Life Cycle Impact Assessment (LCIA) - analisi degli impatti

Questa fase è una delle più critiche della LCA in quanto consente di definire le grandezze e gli impatti ambientali potenziali di un sistema o prodotto. Infatti, nel corso dello svolgimento di tale fase si procede all'elaborazione dei dati relativi ai rilasci nell'ambiente ed ai consumi di risorse; è necessario procedere ad una classificazione, caratterizzazione, normalizzazione e valutazione delle informazioni in relazione al contributo che possono offrire alla formazione di potenziali effetti ambientali. Va considerato che l'analisi degli impatti comporta il passaggio da

un'analisi oggettiva, eseguita nel corso della fase di Inventario, ad un giudizio di compatibilità ambientale basato su elementi conoscitivi che si aggiornano nel tempo e sono soggetti a sistematiche variazioni.

Nello specifico, si tratta di uno studio dell'impatto ambientale provocato da un processo produttivo o da un'attività, eseguito mediante l'ausilio di alcuni indicatori aggregati di uso internazionale che consentono di quantificare gli impatti e di confrontare le eventuali alternative di processo o di prodotto e di software di calcolo. Per impatto ambientale s'intende l'intervento di una sostanza sull'ambiente e/o sull'uomo. L'analisi dei vari impatti è distinta in quattro fasi di cui solo le prime sono considerate obbligatorie, mentre le altre sono facoltative:

1. classificazione: consiste in una fase qualitativa, nel corso della quale i dati dell'inventario vengono suddivisi in gruppi di temi o categorie di impatti ambientali, a loro volta distinti in tre grandi aree di protezione generale (esaurimento delle risorse, salute umana, conservazione dell'ambiente). Si procede con la scelta degli effetti ambientali (o categorie d'impatto), oggetto di analisi, che richiedono il necessario rispetto di tre principi

- **completezza:** prendere in considerazione tutte le categorie, a breve ed a lungo termine, sulle quali potrebbe influire il sistema;
- **indipendenza:** evitare intersezioni tra le categorie, tali da comportare conteggi multipli;
- **praticità:** la lista oggetto di formulazione non dovrà spingersi oltre ad un dettaglio elevato, comprendendo un numero elevato di categorie.

Va considerato che al fine di costruire le varie categorie d'impatto si utilizzano le seguenti categorie di danno: effetti sulla popolazione e sull'ecosistema; salute, effetti sulla salute e sicurezza dell'uomo; ecologia; risorse, esaurimento di fonti energetiche e materiali.

Si può concludere affermando che, da un punto di vista operativo, la classificazione consiste nell'organizzazione dei dati dell'inventario (LCI). Si esegue un'analisi ed un'opportuna distribuzione di tutte le sostanze consumate ed emesse nel corso delle operazioni esaminate nelle varie categorie d'impatto. Questa fase si riferisce pertanto all'assegnazione dei risultati della fase di LCI agli effetti ambientali prescelti.

2. caratterizzazione: si procede ad una quantificazione ed aggregazione degli impatti ambientali della tabella d'inventario all'interno delle categorie d'impatto ambientale, al fine di individuare il danno relativo alla sostanza emessa o alla

risorsa utilizzata. Si procede con una classificazione dei fattori di peso che rappresentano il contributo fornito da ogni operazione alle varie categorie d'impatto, basati su alcuni criteri aventi lo scopo di definire una soglia limite per ogni tema ambientale.

3. **normalizzazione:** si tratta di una divisione dei valori ottenuti nella precedente fase per un danno appartenente alla stessa categoria, al fine di consentire un confronto tra le categorie aventi diverse unità di misura. Si tratta di una normalizzazione dei risultati ottenuti con l'operazione di classificazione, ossia di un'elaborazione di tali risultati con lo scopo di ottenere degli indici sintetici con cui valutare complessivamente il sistema in esame. Tale operazione consente di confrontare i risultati delle varie categorie d'impatto con un valore di riferimento.
4. **valutazione:** tale fase viene generalmente eseguita seguendo diverse prospettive culturali con lo scopo di attribuire un valore in termini d'importanza a ciascun impatto.

In questa fase i consumi di materie e di energia (come i composti che caratterizzano le emissioni in aria, acqua e suolo), vengono aggregati in funzione degli effetti che generano sull'ambiente ed in funzione della rilevanza di ciascuno. Il procedimento inizia con la classificazione in categorie di impatto e, attraverso lo svolgimento di un processo di normalizzazione e bilanciamento degli impatti, arriva a definire un risultato finale rappresentato da un numero detto eco-indicatore.

Processo di calcolo e interpretazione dei risultati dell'analisi di inventario

Nel processo di calcolo vengono elaborati i dati in ingresso attraverso algoritmi che simulano i processi industriali in esame. In questa fase vengono anche trattati i dati mancanti e viene data motivazione della loro assenza. Il trattamento dei dati e i gap che ne derivano dovrebbero portare a:

- Motivare il perché del valore "Non zero"; questo valore identifica la presenza del dato nella banca dati.
- Motivare il perché del valore "Pari a zero" di un dato; in questo caso evidenzia la presenza del dato all'interno della banca dati.

Processo di calcolo e interpretazione dei risultati dell'analisi di inventario

Nel processo di calcolo vengono elaborati i dati in ingresso attraverso algoritmi che simulano i processi industriali in esame. In questa fase vengono anche trattati i dati mancanti e viene data motivazione della loro assenza. Il trattamento dei dati e i gap che ne derivano dovrebbero portare a:

- Motivare il perché del valore “Non zero”; questo valore identifica la presenza del dato nella banca dati.
- Motivare il perché del valore “Pari a zero” di un dato; in questo caso evidenzia la presenza del dato all'interno della banca dati.

Tutte le informazioni che si ottengono dall'analisi d'inventario sono la base di partenza per effettuare le valutazioni di tipo ambientale. Negli studi di LCA la fase della valutazione degli impatti ambientali ha l'obiettivo di evidenziare l'entità delle modificazioni ambientali che si generano a seguito delle emissioni in ambiente e del consumo di risorse provocate dall'attività produttiva. Questo compito non è semplice da attuare soprattutto la parte che riguarda le conseguenze delle emissioni ambientali. Questa fase dell'LCA è composta da alcuni elementi che sono fondamentali ed obbligatori quali:

- La selezione delle categorie d'impatto.
- Gli endpoint.
- I risultati di LCI.
- L'assegnazione dei risultati dei risultati LCI per le varie categorie d'impatto (classificazione).
- Il calcolo dei risultati delle categorie degli indicatori (caratterizzazione).

Bisogna tener presente che, per poter valutare in maniera appropriata l'inquinamento ambientale in tutte le sue sfaccettature, devono essere presi in considerazione diversi fattori quali l'emanazione di sostanze nocive (emissione), la diffusione e l'eventuale trasmissione, la concentrazione o la deposizione di inquinanti nel luogo d'azione (immissione). Detto questo si può meglio capire che cosa si intende per impatto ambientale. Nel contesto della LCA, un impatto è il risultato fisico immediato di una data operazione che consiste appunto nell'emissione di certe sostanze.

Un impatto può essere associato ad uno o più effetti ambientali, se prendiamo in considerazione ad esempio la CO₂ che viene emessa durante la combustione di carbone, essa provoca un impatto, l'effetto serra. Però non è possibile correlare al cento per cento un impatto specifico con gli effetti che provoca, ma ci si deve fermare ad affermare che: "l'impatto è ciò che prelude ad un effetto". Quindi possiamo ottenere il valore numerico degli impatti grazie all'analisi d'inventario, mentre i possibili effetti possono solo essere stimati sulla base di ipotesi e convenzioni da stabilire.

La classificazione e la caratterizzazione

Le principali fasi di valutazione degli impatti sono la classificazione e la caratterizzazione, è importante prima di tutto, andare a definire che cosa si intende per classificazione e caratterizzazione secondo la norma.

La classificazione consiste nel distribuire i consumi di materia/energia e le emissioni nelle varie categorie d'impatto, in base agli effetti che possono provocare a livello ambientale su scala locale, regionale e globale. Le categorie d'impatto comuni a quasi tutti i metodi sono: effetto serra, assottigliamento dello strato di ozono, consumo di risorse rinnovabili e non, acidificazione, eutrofizzazione, formazione di smog fotochimico, tossicità per l'uomo, ecotossicità.

Per caratterizzazione s'intende la quantificazione degli impatti ambientali mediante modelli scientifici e fattori di equivalenza riconosciuti a livello mondiale.

Se i risultati dell'analisi di LCI non sono disponibili o sono insufficienti per la LCIA e non riescono a soddisfare lo scopo e l'obiettivo dello studio, diventa necessario effettuare una raccolta dati o un adeguamento degli stessi. I metodi che sono stati utilizzati per il calcolo degli indicatori e i risultati devono essere identificati e documentati includendo le scelte di valore e le assunzioni effettuate. L'assegnazione delle categorie d'impatto dei risultati del LCI, a meno che non sia specificato diversamente, deve considerare:

- L'assegnazione dei risultati di LCI che però riguardano solo una categoria d'impatto

L'identificazione dei risultati di LCI che si riferiscono a più di una categoria d'impatto includendo la distinzione tra meccanismi paralleli; ad esempio, il biossido

di zolfo (SO₂) è suddiviso tra più categorie d'impatto, quella della salute umana e l'acidificazione.

Il calcolo dei risultati degli indicatori implica la conversione dei risultati di LCI tra le unità comuni e le aggregazioni della conversione dei risultati all'interno delle categorie di impatto. Questa conversione usa i fattori di caratterizzazione. Il risultato che si ottiene è un indicatore numerico. L'utilità degli indicatori con riferimento ad un determinato obiettivo, dipende dalla validità, dalla precisione, dai modelli di caratterizzazione e dai fattori di caratterizzazione. Il calcolo dei risultati degli indicatori comprende due fasi:

1. La selezione e l'uso dei fattori di caratterizzazione per convertire l'assegnazione dei risultati LCI alle unità comuni.
2. L'aggregazione dei risultati convertiti in indicatori di risultato.

La normalizzazione e la valutazione

La normalizzazione, il raggruppamento e la ponderazione/valutazione sono degli elementi opzionali.

La normalizzazione serve per quantificare quanto contribuisce ciascuna categoria d'impatto al problema ambientale a livello regionale o globale. Questa operazione viene svolta normalizzando l'indicatore della categoria di impatto rispetto ad un valore nominale di riferimento. Esistono diversi metodi per determinare il valore di riferimento. Solitamente si utilizza il carico medio annuo, in una nazione o regione, diviso per il numero di abitanti, in modo da stimare il carico di inquinamento "pro-capite". Gli scopi principali della normalizzazione sono:

- Capire quali categorie d'impatto che hanno un peso maggiore.
- Definire un ordine di grandezza dei problemi ambientali generati nell'intero ciclo di vita.

La valutazione/ponderazione viene utilizzata per determinare e confrontare l'importanza dei singoli effetti ambientali. I risultati delle singole categorie d'impatto vengono moltiplicati per dei fattori di peso. La somma di tutti i valori che si ottengono dalle moltiplicazioni formano un solo indice. Siccome non esiste una metodologia scientifica condivisa, esistono diverse metodologie per effettuare la

ponderazione. I metodi più diffusi sono tre: la valutazione da parte di esperti, distanza dall'obiettivo e monetizzazione.

Il raggruppamento consiste nell'assegnazione delle categorie d'impatto in una o più serie in base a quello che è stato stabilito della definizione degli scopi e obiettivi. Esistono due diverse procedure: la prima consiste nella possibilità di ordinare le categorie d'impatto su base nominale (per esempio caratteristiche come i rilasci e le risorse su scala globale, regionale e locale). La seconda riguarda la possibilità di classificare le categorie d'impatto in una gerarchia data. Un esempio può essere la scala di priorità, in base a questa è possibile dare priorità alta media o bassa.

Selezione delle categorie d'impatto, degli indicatori e la caratterizzazione dei modelli

La selezione delle categorie d'impatto, degli indicatori e la caratterizzazione devono essere inseriti nella definizione degli scopi e degli obiettivi. Gli effetti ambientali non vengono definiti solo in base agli effetti che possono avere sulla salute umana e sull'ambiente, ma anche in base al raggio di influenza dell'effetto stesso.

Le categorie d'impatto si basano sui seguenti paradigmi:

- Ecologia: comprende gli effetti su popolazione ed ecosistema.
- Salute: comprende gli effetti sulla salute e sicurezza dell'uomo.
- Risorse: comprende l'esaurimento di risorse di energia e di materiali.
- Riflessi sociali: riguarda l'impatto su tutte le attività umane che interagiscono con il sistema analizzato e con il degrado dell'habitat.

In base a questi paradigmi vengono definiti gli effetti che caratterizzano le varie categorie di impatto. Le categorie individuate sono sette:

- Effetto serra. Consiste nell'aumento della temperatura nella bassa atmosfera dovuta alla presenza di alcuni gas, quali la CO₂, il metano, il biossido di azoto, che trattengono le radiazioni infrarosse.
- Assottigliamento della fascia di ozono. Si produce un assottigliamento della fascia di ozono in questo modo si riduce quella fascia naturale che ogni giorno filtra i raggi ultravioletti pericolosi. Assottigliandosi può provocare degli effetti sulla salute umana.

- Acidificazione. Viene causata dal rilascio di protoni negli ecosistemi acquatici e terrestri soprattutto attraverso la pioggia.
- Eutrofizzazione. È un processo degenerativo delle acque indotto da eccessivi apporti di sostanze ad effetto fertilizzante (azoto, fosforo ed altre sostanze fitostimolanti) trasportate a mare dai fiumi e dagli insediamenti costieri.
- Formazione di smog fotochimico. Lo smog fotochimico è un particolare inquinamento dell'aria che si produce nelle giornate caratterizzate da condizioni meteorologiche di stabilità e di forte insolazione.
- Ecotossicità. Riguarda gli impatti sulle specie e sugli ecosistemi, provocata da emissioni dirette di sostanze tossiche come metalli pesanti, idrocarburi, pesticidi e sostanze liberate del corso della degenerazione di prodotti.
- Consumo di risorse. Consumo di risorse non rinnovabili come ad esempio l'energia e i materiali.

La caratterizzazione considera i meccanismi ambientali descrivendo le relazioni tra i risultati di LCI, le categorie d'indicatori. La caratterizzazione consta nella quantificazione degli impatti ambientali mediante modelli scientifici e fattori di equivalenza riconosciuti a livello nazionale. Una volta che è stata definita e completata la classificazione dei diversi impatti, i metodi di caratterizzazione permettono di determinare in modo omogeneo e qualitativo il contributo delle singole emissioni. In questo modo sarà possibile quantificare il contributo che ogni categoria fornisce all'operazione in esame. Questa fase dello studio permette di definire i valori degli indicatori di categoria, definiti per ogni effetto preso in considerazione.

Metodi di valutazione degli impatti ambientali

Lo step successivo all'analisi d'inventario del ciclo di vita, consiste nella valutazione della portata dei potenziali impatti ambientali, utilizzando i risultati che si sono ottenuti con l'analisi d'inventario. Questa fase si svolge utilizzando i metodi di valutazione dell'impatto. I metodi che si sono sviluppati con il passare del tempo sono molteplici. La scelta del metodo migliore avviene in base a quello che è lo scopo dello studio.

Esistono due tipologie di metodo e costituiscono due diversi livelli in base ai quali si valuta l'impatto:

1. Mid Points: Gli effetti ambientali dovuti ad un "evento" sono catalogati secondo categorie di impatto legate a specifici fenomeni (ad esempio l'acidificazione del suolo).
2. End Points: si misurano gli effetti finali di determinati fenomeni riportandoli a delle categorie di più immediata comprensione (ad esempio la salute umana).

Lo scopo è quello di evidenziare e dare una quantificazione dell'entità delle modificazioni ambientali che si generano a seguito dei rilasci nell'ambiente (emissioni o reflui) e del consumo di risorse e materie. Trasforma ogni flusso di sostanza contenuto negli inventari in un contributo agli impatti stessi.

Un esempio di metodo End Point è rappresentato dall'EcoIndicator 99. Questo metodo deriva dall'aggiornamento e sviluppo dell' EcoIndicator 95. Nasce nei Paesi Bassi e svolge la funzione di normalizzazione e ponderazione, che vengono eseguite a livello di End Point (categoria di danno). Gli impatti vengono suddivisi in tre macro-categorie di danno e ognuna comprende le diverse categorie di impatto. Le macro-categorie di danno sono:

Human Health (HH): sono quelle collegate alla salute umana.

Le categorie di impatto sono:

1. Danni causati da sostanze cancerogene.
2. Danni causati da sostanze organiche alle vie respiratorie.
3. Danni causati da sostanze inorganiche alle vie respiratorie.
4. Danni causati dai cambiamenti climatici.
5. Danni causati dalle radiazioni ionizzanti.
6. Danni causati dall'assottigliamento dello strato d'ozono.

Per questa categoria vengono eseguite tre tipi di analisi:

1. Analisi della diffusività: che lega la sostanza emessa alla variazione della sua concentrazione nel tempo.
2. Analisi dell'esposizione: che lega questa variazione di concentrazione ad una dose.
3. Analisi degli effetti: che lega la dose di emissione agli effetti sulla salute umana, come il numero e i tipi di tumore e gli effetti respiratori.

Ecosystem Quality (EQ): sono quelle collegate agli ecosistemi. In questo caso, vengono considerate due categorie di impatto:

1. Le emissioni tossiche,
2. Le emissioni che modificano l'acidità e i livelli nutritivi.

Per questa categoria vengono eseguite tre tipi di analisi:

1. Analisi della diffusività: che lega le emissioni alle concentrazioni.
2. Analisi dell'esposizione: che lega le concentrazioni alla tossicità, ai livelli di acidità o a all'incremento di sostanze nutritive.
3. Analisi degli effetti: che collega questi effetti all'incremento potenziale della scomparsa di piante.

Resources (R): sono quelle collegate alle risorse. Vengono seguite due fasi:

1. Analisi delle risorse: che lega l'estrazione di una risorsa alla riduzione della sua concentrazione.
2. Analisi del danno: che lega la minore concentrazione di risorse all'aumento dell'energia spesa per la loro estrazione in futuro.

I danni alla salute umana vengono espressi in DALY che sta ad indicare Disability Adjusted Life Years (ovvero il peso di una infermità dovuta ad una invalidità o a una morte prematura attribuibile a ciascuna malattia); qui rientrano tutte le sostanze che hanno degli impatti sulla respirazione, sui cambiamenti climatici e sullo strato di ozono. Per quanto riguarda invece gli ecosistemi, l'unità di misura utilizzata è il PDF Potentially Disappeared Fraction per quanto riguarda la valutazione dell'acidificazione e dell'eutrofizzazione mentre per valutare l'ecotossicità si utilizza il PAF Potentially Affected Fraction. I danni vengono indicati come la percentuale stimata di specie di piante scomparse da una certa area a causa dei cambiamenti ambientali e viene valutato tramite il PDF. I danni alle risorse comprendono l'estrazione e l'utilizzo di risorse minerarie e di combustibili. Vengono misurati tramite i MJ Surplus che è definito come la differenza fra l'energia necessaria attualmente all'estrazione di una risorsa e quella indispensabile in un istante futuro. L'estrazione di risorse è collegata a dei parametri che indicano la quantità delle risorse minerarie e fossili che rimangono nei giacimenti. La valutazione del danno data dalle tre categorie viene poi aggregata in un unico indice che consente in questo

modo di dare un punteggio agli scenari; maggiore è il punteggio, maggiore è la gravità.

Quanto contribuiscono le tre categorie alla definizione dell'indice viene determinato in base a tre diversi modelli:

1. Individualistico: questo modello prende in considerazione solo le sostanze i cui effetti dannosi, nel breve termine, sono dimostrati. Ritiene anche che tecnologie migliori e sviluppo economico possano risolvere i problemi.
2. Gerarchico: prende in considerazione solo le sostanze sulle quali c'è consenso sul fatto che siano dannose nel medio periodo anche se non dimostrato. I problemi ambientali possono essere risolti con adeguate politiche.
3. Ugualitario: questo modello considera tutte le sostanze che possono provocare effetti dannosi sul lungo periodo anche se su tali effetti non c'è consenso. Secondo questo approccio i problemi ambientali non sono facilmente risolvibili e possono portare a catastrofi. Esempi di metodi di Mid Points sono: EDIP, CML 2000 e EDP 2007.

Il CML 2000 è stato sviluppato dal CML, Centre of Environmental Science Leiden University nel 1992 e poi riaggiornato nel 2001. In questo modello, sono stati raggruppati i metodi di caratterizzazione per le principali categorie di impatto che vengono esaminate in una LCA. Le categorie di impatto raccolte sono organizzate in questo modo:

1. Categorie di impatto obbligatorie all'interno di una analisi LCA.
2. Categorie di impatto facoltative: queste categorie possono essere presenti oppure no all'interno di uno studio LCA, questo dipende dagli obiettivi dell'analisi per le quali esistono degli indicatori di categoria definiti.
3. Altri impatti: per questa tipologia di impatti non sono disponibili dei valori di caratterizzazione, per cui sono impossibili da includere in un'analisi LCA.

Per quanto concerne le categorie d'impatto obbligatorie gli indicatori vengono definiti in base alle Best Available Practice ovvero le migliori procedure disponibili in riferimento agli impatti.

Sempre in relazione alle categorie di impatto obbligatorie, il CML fornisce un sistema per la loro caratterizzazione e modellizzazione con i relativi fattori di

conversione e caratterizzazione. Insieme al sistema di caratterizzazione di base, il modello fornisce anche un sistema alternativo.

Gli effetti ambientali che vengono presi in considerazione sono:

1. Esaurimento delle risorse.
2. Estrazione di risorse energetiche.
3. Cambiamenti climatici.
4. Assottigliamento dello strato di ozono.
5. Acidificazione.
6. Eutrofizzazione.
7. Smog fotochimico estivo.
8. Tossicità umana.
9. Uso del territorio.
10. Rumore.

In questo modello la normalizzazione è facoltativa se si sta svolgendo una LCA semplificata, ed obbligatoria invece per la LCA dettagliata. Per ogni indicatore il punteggio della normalizzazione viene calcolato in base a delle situazioni di riferimento che sono: il 1990 per il mondo, il 1995 per l'Europa. Il risultato della normalizzazione per ogni categoria di impatto si ottiene dalla moltiplicazione dei fattori di caratterizzazione per le proprie emissioni. La somma di questi prodotti per ogni categoria di impatto mi dà il fattore di normalizzazione.

Il modello EDIP che sta ad indicare Environmental Design of Industrial Product, è stato sviluppato nel 1996 dal governo danese in collaborazione con alcune imprese, è stato riaggiornato nel 2003.

Il metodo comprende le seguenti generali categorie di danno:

1. Impatto ambientale.
2. Consumo delle risorse.
3. Impatto nell'ambiente di lavoro.

Le categorie rivestono tutte la stessa importanza. Al loro interno, sono divise ulteriormente in base alla loro estensione geografica in: impatto locale, regionale e globale. Le differenze che ci sono tra il modello EDIP e gli altri sono: la categoria di

impatto (le unità di misura non considerano mai gli effetti ma solo le cause (emissioni equivalenti, m³ di fluido inquinati e kg di rifiuti prodotti). Diverso sistema di misura del fattore di normalizzazione (inverso del danno subito da una singola persona nel 1990). Diverso sistema di valutazione del danno (rapporto tra il danno subito da una singola persona nel 1990 e quello che si ammette possa essere subito da una persona in un anno futuro).

I fattori di caratterizzazione che vengono usati sono quelli proposti dal CML, tra questi ricordiamo il GWP per valutare le modificazioni dell'effetto serra e il potenziale di riduzione dell'ozono stratosferico e per valutare l'impovertimento dell'ozono. Nella fase di caratterizzazione, per ogni categoria di impatto c'è una sostanza di riferimento per poter rapportare le altre sostanze. Il fattore di caratterizzazione, in questo caso, è un semplice fattore di equivalenza, ovvero esprime la forza di una certa sostanza calcolata rispetto a una sostanza di riferimento. Per esempio nel Global Warming la sostanza di riferimento è il biossido di carbonio, CO₂, e i vari fattori esprimono in questo modo gli impatti potenziali delle sostanze come grammi di CO₂ equivalenti per un grammo di sostanza. Scrivere che il metano ha un fattore d'impatto pari a 25 g CO₂, significa scrivere che 1 g di metano contribuisce al surriscaldamento del globo quanto 25 g di anidride carbonica. Questo metodo ha però alcuni limiti; riguardano la valutazione minima di alcune sostanze, inoltre non considera le polveri, le radiazioni ionizzanti, l'acqua e l'uranio. In Europa non esiste un metodo di valutazione univoco a causa della diversità dei territori, per la difficoltà ad accordarsi su alcune problematiche e a causa della poca trasparenza su alcuni problemi ambientali. Sarebbe comunque necessario fare uno sforzo comune.

L'EDP 2007 viene utilizzato principalmente per la creazione delle dichiarazioni ambientali di prodotto. Nel modello standard vengono prese in considerazione solo le seguenti categorie di impatto:

1. Riscaldamento Globale.
2. Assottigliamento dello strato di ozono.
3. Formazioni di ossidanti fotochimici.
4. Acidificazione.
5. Eutrofizzazione.
6. Consumo di risorse fossili non rinnovabili.

Quasi sempre, quando viene utilizzato questo metodo, esso viene modificato con l'aggiunta di alcune categorie di impatto. La normalizzazione e la pesatura non fanno parte di questo modello.

Valutazione degli impatti

Lo scopo della terza fase è di valutare la portata degli impatti ambientali del sistema trasformando ogni flusso di sostanze della tabella di inventario in un contributo agli impatti stessi mediante gli indicatori di impatto. Questa valutazione parte dalla matrice di base dell'inventario, cioè il complesso bilancio materiale ed energetico in uscita dalla LCI, e permette di ottenere risultati di più immediata comprensione che serviranno per individuare le criticità ambientali e i conseguenti miglioramenti ambientali da apportare al sistema oggetto dello studio.

Il metodo alla base della valutazione degli impatti consiste nell'associare quantitativamente tutti i consumi delle risorse e i rilasci ambientali a determinate categorie d'impatto (eutrofizzazione delle acque, formazione di smog fotochimico, impoverimento dell'ozono stratosferico, ecc.) che saranno successivamente stimate assegnando loro un peso fino a giungere alla determinazione dell'indicatore ambientale finale, somma degli indicatori delle singole categorie d'impatto.

La valutazione degli impatti si articola in quattro momenti principali:

1. Classificazione

Durante la classificazione si identificano le categorie d'impatto attribuendo le emissioni inquinanti e i consumi di materie prime, energia ed acqua alle specifiche categorie da essi provocati.

2. Caratterizzazione

Nella fase di caratterizzazione si moltiplica la quantità di una certa sostanza (dato presente nella tabella d'inventario) per un indicatore della sua relativa attitudine o incidenza a provocare quella determinata categoria d'impatto. Generalmente questo indicatore riguarda una sostanza presa a riferimento, emblematica per quella

categoria. Grazie alla classificazione e alla caratterizzazione si riduce notevolmente il numero di voci dell'“inventario giungendo ad un numero limitato (in genere si considerano da otto a dieci effetti ambientali) che rappresenta il “profilo ambientale” (o “eco-profilo”) del sistema.

3. Normalizzazione

Terminate le fasi di classificazione e caratterizzazione e ottenuto l'“eco-profilo, si passa al terzo step: la normalizzazione. Le norme ISO la definiscono così: *“Calcolo dell'entità dei risultati di indicatore di categoria in rapporto all'informazione di riferimento.”* Infatti, una volta quantificati i differenti indicatori, risulta ancora complesso interpretare l'“effettiva grandezza delle varie categorie d'“impatto, essendo espresse in unità di misura diverse. Normalizzare vuol dire allora dividere la quantità calcolata di una categoria d'“impatto per la quantità totale della stessa categoria che si verifica in uno specifico arco temporale e in una determinata zona. Si ottengono così degli indici sintetici, grazie ai quali si può effettivamente comprendere a quale categoria d'“impatto il sistema contribuisce maggiormente. I risultati normalizzati mostrano i problemi ambientali generati dal ciclo di vita di un prodotto secondo il loro “ordine di grandezza”. Solo con la normalizzazione si iniziano a capire le fasi ambientalmente critiche del sistema in esame o si possono iniziare ad operare confronti tra prodotti che hanno a monte tecnologie produttive differenti. La suddetta norma ISO definisce questa fase “opzionale” per le numerose incertezze legate all'“individuazione della validità di un impatto circoscritto nel tempo e nello spazio; incertezze dovute essenzialmente alla carenza di dati statistici.

4. Ponderazione.

La ponderazione o pesatura (*weighting across impact categories*) è definita dalle norme ISO nel seguente modo:

“La ponderazione è il processo di conversione dei risultati di indicatore delle diverse categorie d'impatto mediante fattori numerici basate sulle scelte dei valori. Essa può comprendere l'aggregazione dei risultati di indicatore ponderati.” 10

In questa fase si attribuisce un peso di importanza ai diversi effetti causati dal sistema, in modo che possano essere comparati tra loro per effettuare successivamente una ulteriore aggregazione dei dati.

Con la pesatura si determina alla fine un indice assoluto, il cosiddetto **eco-indicatore**, che esprime in modo complessivo le prestazioni ambientali del sistema. Questo indice sarà ottenuto dalla seguente relazione:

$$\{I = w_1 E_1, \dots, w_i E_i\}$$

dove:

E_i è l'effetto normalizzato della generica categoria d'impatto,

w_i è il peso attribuito alla rispettiva categoria d'impatto.

Per la ISO i primi due momenti, cioè la raccolta dei risultati di indicatore per le diverse categorie d'impatto, sono obbligatori, mentre la normalizzazione e la ponderazione rappresentano elementi facoltativi da essere utilizzati in funzione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio LCA. Dalla SETAC questa fase era stata denominata "valutazione" ed era definita come: "La fase in cui i contributi delle diverse categorie d'impatto sono pesati in modo che possano essere comparati tra di loro".

L'interpretazione dei risultati e il miglioramento

Questa fase è finalizzata a fornire un'interpretazione dei risultati dell'analisi identificando le criticità ambientali ed evidenziando le potenzialità di miglioramento sia tecniche che gestionali del ciclo di vita del prodotto oggetto di studio. Si procede con una valutazione delle prestazioni energetiche ed ambientali del sistema in esame, con la possibilità inoltre di eseguire una comparazione tra differenti scenari di approvvigionamento delle materie prime, delle fonti energetiche, dei possibili recuperi di materie prime, seconde, ecc.

Nel corso della seguente fase infatti, vengono valutate e selezionate le varie opzioni per ridurre gli impatti ed i carichi ambientali dell'unità funzionale in studio

riuscendo, ove possibile, a pervenire ad un miglioramento dell'impatto ambientale in temi quali: la minor richiesta d'energia, minori emissioni, minor uso di risorse, ecc.

All'interno del presente modulo diviene necessario unire ai risultati tecnico-ambientali forniti dalla LCA tutte le altre informazioni riguardanti il prodotto oggetto di studio, informazioni di carattere economico-finanziario e politico-sociale sul prodotto ed informazioni sulla ricettività-soddisfazione dei consumatori e sul consenso dell'opinione pubblica, al fine di individuare un prodotto eco-compatibile. A tal proposito è importante specificare che la LCA, come tutte le metodologie basate sul confronto, non propone una soluzione assoluta ma identifica un insieme d'alternative tra le quali il soggetto che sarà preposto a prendere una decisione dovrà scegliere. Gli obiettivi della presente fase sono i seguenti:

- traduzione ed interpretazione dei risultati;
- verifica dell'ottenimento degli obiettivi dello studio (iterazione), della qualità dei dati e dei limiti del sistema (analisi di sensitività);
- paragonare le possibili opzioni;

I risultati conseguiti vanno interpretati e rappresentati in modo da avere una percezione dei risultati facilmente fruibile, cercando di rappresentare scenari diversi da quello considerato (tipiche sono le rappresentazioni mediante grafici a barre ed a torta). È importante che l'analisi di sensitività verifichi l'accuratezza dei dati e la loro influenza sul risultato finale, mentre si consiglia un parere da persone esperte al fine di evitare conclusioni poco attendibili. Generalmente, per rappresentare la variabilità dei dati si effettua un'iniziale confronto tra i risultati conseguiti e quelli relativi alla situazione migliore ed a quella peggiore; un'analisi più complessa richiederebbe lo studio dell'intervallo di variabilità dei dati in ingresso.

Interpretazione dei risultati

La parte conclusiva di uno studio LCA è l'interpretazione che ha lo scopo di riassumere e discutere i risultati dell'inventario e della valutazione d'impatto. Viene definita nel seguente modo: *“L'interpretazione del ciclo di vita è un procedimento sistematico volto alla identificazione, qualifica, verifica e valutazione delle informazioni contenute nei risultati del LCI e/o LCIA di un sistema di prodotto,*

nonché alla loro presentazione in forma tale da soddisfare i requisiti dell'applicazione descritti nell'obiettivo e nel campo di applicazione dello studio.”

Questa fase si prefigge di analizzare e riportare i risultati in modo trasparente, di giungere alle conclusioni e di spiegare le limitazioni del sistema/prodotto dello studio. Questa fase comprende i tre stadi seguenti:

1. identificazione dei fattori ambientali significativi, sulla base dei risultati dell'“inventario e della valutazione d'“impatto, al fine di proporre eventuali opzioni di miglioramento,
2. valutazioni, cioè verifica della completezza di inputs e outputs, della sensibilità e della coerenza dei risultati,
3. conclusioni, raccomandazioni e redazione di un rapporto finale.

Infine la fase di miglioramento completa il ciclo di analisi e permette di indirizzare il sistema verso un reale obiettivo di eco-sostenibilità, nonché di eco-efficienza.

A livello organizzativo e progettuale, la valutazione del ciclo di vita è uno strumento utile di supporto alle decisioni, che permette di effettuare analisi comparative tra le varie alternative applicabili al sistema e di scegliere l'“alternativa che massimizza l'“efficienza energetico – ambientale totale.

Interpretazione e miglioramento

L'ultima fase della LCA è quella in cui i risultati dell'analisi d'inventario e della valutazione d'impatto vengono analizzati in maniera congiunta. Questa fase dovrebbe erogare dei risultati in linea con gli obiettivi e il campo di applicazione in modo da giungere a delle conclusioni, fornire limitazioni e raccomandazioni. Non esiste un codice di riferimento per svolgere questa fase. Sarà compito del progettista e del Life Cycle Engineer di costruire le basi per lo studio di fattibilità di eventuali cambiamenti. All'interno della norma ISO14044 viene esplicitamente indicato che solo una chiara, comprensibile e coerente rappresentazione dei risultati delle fasi precedenti è in grado di fornire le informazioni necessarie ad impostare i miglioramenti del sistema studiato.

Secondo la ISO 14044 la Life Cycle Interpretation consta di tre elementi:

- 1 L'identificazione delle problematiche significative che hanno come fondamentali i risultati dell'analisi d'inventario e la valutazione d'impatto.

2 Una valutazione che prenda in considerazione una verifica di completezza dell'informazione, la sensitività dei dati, la coerenza delle ipotesi e dei metodi scelti.

3 Conclusioni, raccomandazioni e limitazioni.

Grazie a questa fase si riescono ad individuare quegli aspetti del sistema che necessitano di un miglioramento. L'interpretazione consente anche di verificare se le definizioni delle funzioni di sistema delle unità funzionali e dei confini del sistema, sono idonee. Attraverso l'interpretazione si riesce anche ad individuare se c'è un certo grado di incertezza nel modello, tale incertezza può riguardare tre ambiti: i dati, la rappresentatività del modello e l'incertezza dovuta ad omissioni del modello. Si arriva così al Rapporto Finale, dove vengono tratte le conclusioni sullo studio svolto e si predispongono le azioni di miglioramento sul prodotto o sul sistema.

Le diverse tipologie di Life Cycle Assessment: la LCA semplificata

La ricerca di metodologie più affidabili e di dati maggiormente credibili ha fatto sì che la concentrazione e lo sforzo degli studiosi si rivolgessero verso delle metodologie LCA di tipo “semplificato”; molti sono stati gli sforzi rivolti in questa direzione. Ne esistono di diverso tipo: LCA selettiva o di screening, utilizzata principalmente con lo scopo di individuare e “selezionare” le fasi di vita di un prodotto che ne determinano i principali impatti ambientali. Non si procede pertanto con un approfondimento della ricerca dei dati a disposizione (LCI), né a una loro valutazione; i dati ottenuti vengono usati per determinare la necessità di attività ulteriori su aspetti o fasi di vita specifiche; è un tipo di analisi spesso utilizzata in ambito Ecolabel. Attraverso l'adozione di un approccio selettivo, è emerso negli studi per l'Ecolabel che, rispetto a tutto il ciclo di vita del prodotto (produzione, distribuzione, utilizzo e smaltimento), gli impatti maggiori (emissioni in aria, acqua, rifiuti solidi, consumi di energia, ecc.) si registrano generalmente nella fase di utilizzo. La LCA qualitativa, strumento che si basa sulla definizione di quattro matrici dette “primarie” e una di “sintesi”. Nello specifico, le matrici “primarie” sono strutturate nel seguente modo:

- I. La prima matrice comprende le implicazioni ambientali connesse alla realizzazione di un prodotto; su un asse avremo le fasi del ciclo di vita del prodotto, nell'altro gli impatti ambientali possibili. All'incrocio, in ogni casella,

sono presenti dei simboli che indicano la non rilevanza o pertinenza di ciascun impatto corrispondente ad ogni fase (---) o, al contrario, la positività più o meno elevata (+ o ++) dell'impatto;

- II. La seconda consente di eseguire un'analisi degli aspetti "non tecnici" della produzione evidenziando implicazioni di natura socio-politica lungo tutta la vita del prodotto;
- III. La terza matrice evidenzia, invece, gli impatti ambientali propriamente detti, facendo ricorso ad indicatori relativi al prodotto specifico o ad indicatori più generici;
- IV. L'ultima consente di analizzare gli eventuali aspetti d'impatto tossicologico rilevati nel corso dell'intero ciclo di vita del prodotto (che, all'interno delle matrici costruite, si trova sempre su un asse).

La matrice di "sintesi" contiene, invece, il sommario delle valutazioni e consente di confrontare le diverse opzioni eventualmente considerate.

E' interessante considerare che, allo stato attuale, non esiste univocità di punti di vista su cosa debba intendersi per *LCA Streamlining*. Sulla base delle sole opinioni espresse a livello di Pubblica Amministrazione e mondo produttivo, si ricava che la suddetta tipologia di LCA dovrebbe avere (secondo l'Amministrazione Pubblica) la finalità di evidenziare la o le fasi di maggior rilevanza ambientale (soprattutto nel caso di comparazioni di prodotti) ed al contempo fornire indicazioni sull'eliminazione di quei componenti che producono rilevanti impatti nella vita del prodotto. Le imprese, invece, ritengono che tale strumento debba servire ad integrare dati quantitativi a quelli qualitativi più facilmente reperibili e a focalizzare lo studio su quelle fasi del ciclo di vita da loro direttamente controllate. Nel corso del presente studio, non verrà approfondita tale metodologia, a seguito della variabilità riscontrata nell'applicazione di un simile approccio; tale metodologia di LCA, infatti, varia fortemente da prodotto a prodotto in funzione della complessità del sistema, della reperibilità dei dati e dell'effettiva possibilità di individuare gli impatti ambientali maggiormente significativi. In conclusione, va considerato che l'impiego di tali semplificazioni è in grado di sostenere le imprese nell'applicazione di una tecnica, indubbiamente complessa e significativa, come la LCA; tutta la serie di metodologie di ciclo di vita del prodotto sopra descritte, se opportunamente standardizzate, possono costituire delle valide alternative ad una LCA completa, riducendone complessità e costi relativi.

Esistono diverse strategie che permettono una semplificazione della LCA rendendola più veloce e meno dispendiosa, senza rinunciare alle caratteristiche fondamentali di una LCA completa e senza perdere l'accuratezza e l'attendibilità dei dati.

Queste strategie possono essere suddivise in due grandi categorie:

A. La prima riguarda le semplificazioni che permettono di mantenere la struttura classica della LCA però intervengono sulla metodologia o sul processo. Nel primo caso, ad esempio, si possono limitare gli obiettivi; eliminando alcune fasi del ciclo di vita, si effettua uno studio dal "cancello al cancello" (gate to gate) o "dalla culla al cancello" (cradle to gate). In questo modo si riduce la quantità di dati necessari. Nel secondo caso si tratta di realizzare softwares che facilitano la gestione e la realizzazione di una LCA.

B. La seconda riguarda approcci che sono basati su concetti di Life Cycle Thinking: in questo caso ad esempio chi effettua uno studio LCA con l'obiettivo finale di produrre un prodotto eco-sostenibile, sarà meno interessato alla quantità dettagliata e più alle differenze tra le possibili alternative di progettazione in esame

Le principali tipologie di LCA utilizzabili sono tre:

1. LCA semplificata: viene usata prevalentemente quando si devono prendere delle decisioni che riguardano lo sviluppo di nuovi prodotti o servizi. Questa tipologia è abbastanza breve richiede da un minimo di due settimane ad in massimo di due mesi.

2. LCA di selezione: viene usata soprattutto quando bisogna scegliere le azioni chiave per il miglioramento ambientale nel ciclo di vita dei prodotti. Una caratteristica molto importante di questa tipologia è che utilizza i dati che sono già disponibili nelle banche dati. È una metodologia molto utile per valutare rapidamente gli aspetti del ciclo di vita sui quali focalizzare l'attenzione.

3. LCA dettagliata: una LCA di questo tipo è richiesta tutte le volte in cui risulta necessario uno studio approfondito. Questo si può verificare in diverse situazioni; ad esempio dopo aver svolto una LCA di selezioni si può passare ad una LCA dettagliata per studiare gli elementi che sono risultati importanti nella prima. Oppure può essere necessaria quando gli studi effettuati sono rivolti al pubblico e quindi richiedono un grado di credibilità maggiore. La difficoltà che si può riscontrare in una LCA dettagliata risiede nel fatto che in questo studio devono essere usati solo dati primari (ovvero che derivano direttamente dal soggetto in esame) quindi non si può fare ricorso a banche dati e questo richiede l'impiego di molto più tempo.

Limiti e benefici dell'applicazione della metodologia

E' importante considerare i limiti connessi all'esecuzione della LCA, dovuti nella maggior parte dei casi alla scarsa qualità dei dati d'input, ipotesi soggettive, { } metodologie e interpretazioni non accettate dalla comunità scientifica, incapacità di integrare la complessa gamma d'impatto ambientali risultanti dall'attività industriale (ad esempio gli impatti sul terreno e sulla bio-diversità). Risulta, infatti, che l'analisi del ciclo di vita di un prodotto sia maggiormente applicabile a indicatori d'impatto su scala globale (ad esempio il *global warming*) e meno agli impatti locali quali lo smog, dove i fattori temporali e spaziali delle emissioni hanno maggiore rilevanza. E' interessante considerare alcune difficoltà riscontrate nel corso dell'applicazione della LCA, quali:

- LCA oltre l'ambiente: attraverso lo studio dei sistemi produttivi, è possibile considerare con maggiore facilità nell'analisi, fattori economici (comparandoli con le normali attività di gestione dell'impresa) e sociali (direttamente connessi con le varie fasi del ciclo di vita del sistema produttivo);
- Focalizzare l'attenzione sui processi e non sui prodotti può rivelarsi positivo; si dovrebbe evitare di applicare una metodologia LCA ai processi principalmente per tre motivi:
 - ✓ In un'analisi del ciclo di vita di un prodotto non si presentano difficoltà nell'analisi di soluzioni tali da mettere in discussione la necessità stessa del confronto tra alternative. Va considerato che, qualora si decida di valutare i cicli di vita di sistemi di produzione differenti, non è possibile considerare quelle soluzioni in grado di mettere in discussione la necessità di realizzare uno o più prodotti specifici, in quanto il sistema di produzione è progettato solo dopo aver definito la pianificazione di un prodotto;
 - ✓ Nel corso di una LCA di prodotto generalmente si individua un'attività funzionale per ogni categoria di prodotto, al fine di rendere omogeneo il confronto tra le diverse alternative;
 - ✓ La LCA risulta facilmente applicabile ad un prodotto in quanto scomponibile senza grossi problemi nelle sue diverse componenti, tali da poter essere seguite fin dalla produzione primaria. Va considerato che, la fase

inventariale nel corso di una LCA di processo non sarebbe altrettanto semplice a causa delle difficoltà che si avrebbero nell'individuare degli elementi di base da seguire in modo approfondito.

- **Allocazione complessa:** è importante considerare che risulta complesso allocare ad ogni singolo prodotto gli impatti ambientali del sistema di produzione, ad eccezione del caso in cui il sistema stesso non sia facilmente scomponibile in modo da rispettare le unità di prodotto. Uno studio orientato ai processi potrebbe rendere l'allocazione non più necessaria;
- **Dispersione geografica:** durante l'intero ciclo di vita, un prodotto è causa d'impatti ambientali in diverse regioni geografiche (si considerino ad esempio il caso di estrazione di materiale in una regione, la produzione in un'altra, la distribuzione che ha impattato lungo tutto il tragitto che separa il magazzino dall'utilizzatore del prodotto stesso, ecc.). Risulta difficilmente valutabile la distribuzione di tali impatti, a causa della disomogeneità che le diverse operazioni possono avere nelle diverse regioni. Uno studio accurato del sistema produttivo dovrebbe consentire di evitare tali problemi, in quanto l'impatto ambientale sarebbe localizzato in una sola regione.

Le attività svolte sulla LCA nel corso degli ultimi anni hanno mostrato l'impegno di svariati Istituti ed Organizzazioni (SETAC, ISO, CSA, SPOLD, OCSE, UNEP) nell'evidenziare da un lato l'utilità di tale strumento, dall'altro i limiti e i vincoli esistenti per un suo pieno utilizzo. Va considerato come, sia che l'utente risulti pubblico o privato, la LCA aumenti la propria utilità al diminuire dei tempi d'esecuzione e di conseguenza dei relativi costi; al contrario la completezza dello studio, la sua complessità e la validità degli strumenti migliorano con l'aumentare del tempo d'esecuzione e il conseguente incremento dei costi. E' importante precisare come sia indubbio il suo ridotto livello di utilità nel caso di supporti a processi decisionali brevi e a costi contenuti, a causa delle difficoltà da affrontare nella fase d'inventario; risulta infatti ancora limitata la disponibilità di dati completi, affidabili ed utilizzabili per le singole valutazioni e la valutazione dei dati finali non risulta ad oggi supportata da una chiara ed univoca metodologia.

Dopo aver considerato alcune delle difficoltà riscontrate nel corso dell'applicazione di un ciclo di vita, è interessante soffermarsi sugli elementi che possono invogliare l'impresa ad utilizzare tale metodologia. Giacché, come per gli altri strumenti di gestione ambientale, anche nel corso di una LCA gli effetti positivi sono intangibili

nel breve periodo, in quanto solo nel medio-lungo periodo l'organizzazione sarà in grado di recepire l'intera portata del processo intrapreso. Generalmente, tale metodologia è considerata come uno strumento dalle chiare valenze esterne più che come un'opportunità di crescita e maturazione interna dell'impresa. E' interessante considerare sia le finalità esterne che i benefici interni derivanti dall'applicazione della LCA; rientrano tra le prime le seguenti opportunità:

- Marketing: la LCA può essere utilizzato per realizzare vantaggi competitivi sul mercato attraverso il confronto dell'impatto ambientale tra più prodotti o famiglie di prodotti;
- Ecolabel: l'analisi del ciclo di vita si presenta come una base informativa per la certificazione esterna;
- Relazioni con le istituzioni: tale strumento può essere impiegato dalle imprese per orientare le decisioni pubbliche, al fine di dimostrare il perseguimento dei suoi obiettivi ambientali;
- Informazione al pubblico: consente di fornire informazioni in merito all'impatto ambientale legato al ciclo di vita dei prodotti, mediante successiva convalida della Dichiarazione Ambientale di Prodotto EPD;
- Approfondimento della valutazione ambientale del sistema di prodotto nel contesto di un'analisi ambientale per il Sistema di Gestione Ambientale (EMAS o ISO 14001).

Va inoltre considerato il potenziale della LCA nel promuovere ed accelerare i cambiamenti interni d'impresa, quali:

- Decisioni d'investimento: l'analisi del ciclo di vita si presenta come uno strumento indispensabile nelle decisioni d'investimento, in quanto fornisce le informazioni utili all'analista ambientale sulle aree d'intervento o sui processi produttivi da modificare;
- Riduzione dei costi: è interessante considerare come un'analisi a tutto campo della "vita" del prodotto, consente di individuare aree nascoste nelle quali realizzare economie più significative. E' possibile, ad esempio, realizzare livelli maggiori di ottimizzazione nell'acquisizione di materie prime ed in particolare nell'utilizzo razionale degli imballaggi;

- *Budgeting* ambientale: consente di creare un sistema informativo in grado di supportare un sistema di gestione ambientale, tenendo sotto controllo le emissioni, i consumi di risorse ed i connessi effetti. Generalmente, è utilizzato al fine di assegnare i parametri di qualità ambientale che devono necessariamente essere rispettati dall'unità produttiva, con lo scopo di consentire all'impresa nel suo complesso di realizzare i propri obiettivi di carattere ambientale;
- Nuovi prodotti: sia la progettazione di nuovi prodotti che l'innovazione di quelli già esistenti, tende a rivolgersi con maturato interesse alla variabile ambientale.

A fronte di quanto esplicitato, è importante porre l'accento su come in questo periodo le perplessità che permangono nell'utilizzo di questo strumento riguardino principalmente il livello di soggettività che sta dietro diverse valutazioni, sia nella fase dell'inventario che nella successiva valutazione degli impatti, nonché sul difficile reperimento di dati, sulla loro attendibilità e valenza scientifica. Tale strumento, la cui standardizzazione teorica e metodologica (indispensabile per accrescerne l'oggettività) richiede ancora del tempo per essere approntata correttamente, necessita di un'evoluzione graduale e costante.

Risulta pertanto necessario nelle attuali applicazioni accrescere il rigore, la qualità dei dati e degli indicatori adottati, la trasparenza metodologica e delle fonti informative, al fine di consentire una credibilità più elevata al sistema adottato e dei risultati da esso conseguiti.

Le limitazioni collegate al modello LCA risiedono nella natura soggettiva delle scelte e delle assunzioni. Ad esempio i risultati che si possono avere su studi effettuati su questioni regionali, possono non essere idonei ad applicazioni locali.

Capita spesso che l'accuratezza degli studi sia limitata alla disponibilità e accessibilità dei dati. Sarebbe necessario disporre di dati che siano basati su bilanci di materia ed energia.

Il fatto che non ci sia una presenza temporale e spaziale dei dati dell'inventario fa sì che ci sia una certa incertezza nei risultati dell'impatto; inoltre i modelli di LCA molto spesso forniscono un'immagine non rappresentativa e a volte non vera con dei costi elevatissimi. A fronte di queste limitazioni bisogna però considerare anche quali sono gli elementi che spingono un'impresa ad adottare una metodologia LCA. Partendo dal presupposto che come per gli altri strumenti di gestione ambientale, la

LCA presenta i suoi vantaggi nel lungo periodo. Occorre quindi aspettare del tempo prima che l'impresa percepisca gli effetti positivi derivanti dal modello.

Questo modello si è dimostrato molto utile per le aziende, perché il calcolo dell'impatto associato a un prodotto permette di muoversi verso un risparmio di energia e materiali. Permette inoltre la creazione di valore attraverso servizi e prassi ambientali sostenibili incentrati sulla responsabilità ambientale e sociale.

Clienti dipendenti e soggetti coinvolti, oggi sono sempre più attenti nel valutare l'impegno di un'organizzazione nella trasparenza delle prassi aziendali e al loro minor impatto ambientale.

Oggi le incertezze collegate a questo modello risiedono nella soggettività che sta dietro le diverse valutazioni sia nella fase di inventario che nella valutazione degli impatti e nella difficoltà del reperimento dei dati.

Life Cycle Costing

Nel contesto del Life Cycle Management, le voci di costo ambientale giocano un ruolo cruciale.

Life cycle costing (LCC) è il più antico fra i tre strumenti del Life Cycle Thinking. Sviluppato all'inizio come una rigorosa analisi finanziaria contabile, negli ultimi anni ha acquisito maggiore rilevanza per la sostenibilità.

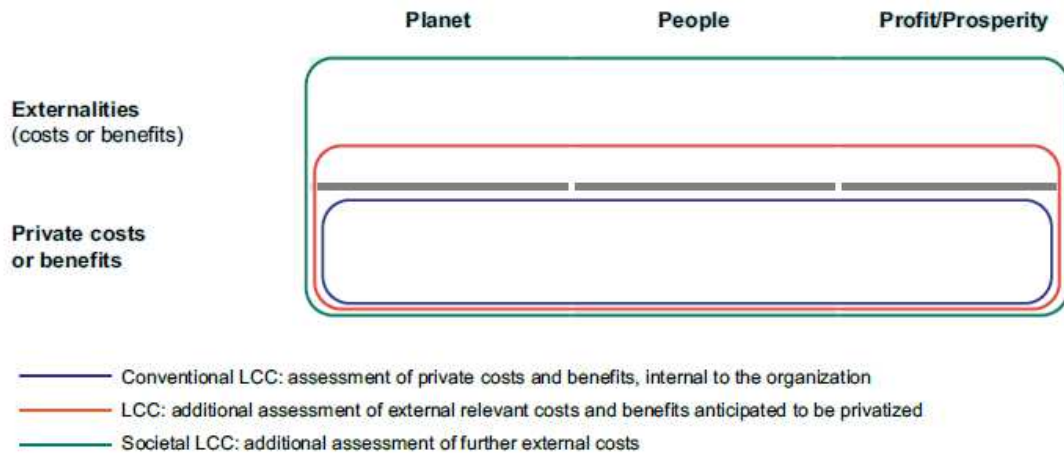
I primi studi risalgono al 1933 negli Stati Uniti, per la richiesta, da parte del General Accounting Office (GAO), di condurre una valutazione economica delle macchine agricole secondo l'intero ciclo di vita del prodotto per la richiesta di una stima economica in sede di contrattazione (LCI, 2012).

Oggi il modello si configura diversamente secondo il settore industriale e del prodotto. Le tipologie di LCC possono essere raggruppate in 3 categorie:

1. LCC convenzionale, in cui si include la valutazione dei costi privati e i benefici.
2. LCC Life cycle costing (LCC) che tiene conto, oltre ai precedenti, anche dei costi esterni rilevanti e i vantaggi attesi (ad esempio, le conseguenze relative ad una nuova tassazione ambientale). Questo è quello che viene definito comunemente Environmental LCC.

3. Un terzo approccio è la cosiddetta Societal-LCC, in cui, nel computo vengono inclusi tutti i costi privati esterni e le prestazioni che possono essere monetizzate. (LCI, 2012, Hunkeler et al., 2008).

Fig 3.5: I tre livelli di applicazione del Life Cycle Costing



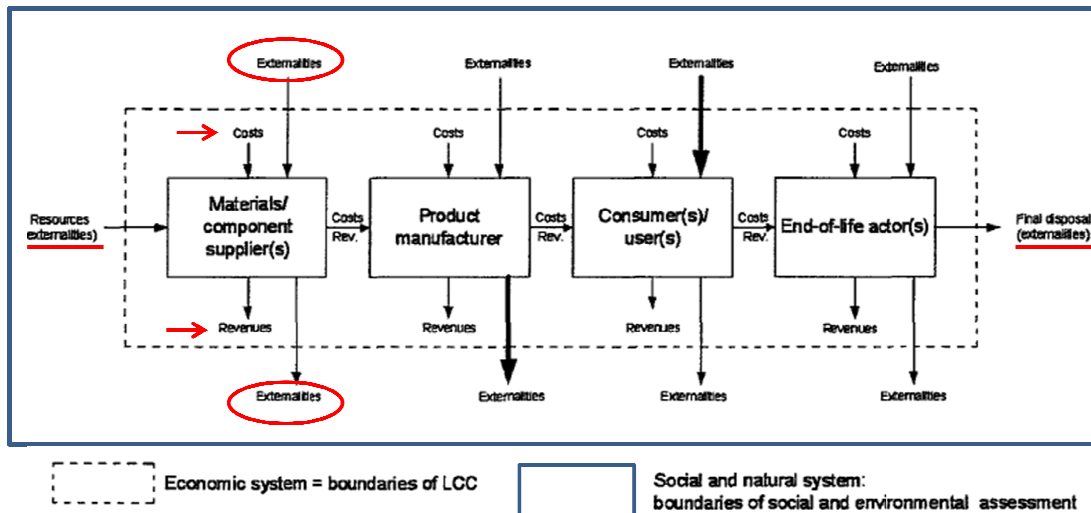
Fonte: Toward a life cycle sustainability assessment, Unep & Setac, 2012.

Il Life Cycle Costing si configura come uno strumento a supporto delle decisioni aziendali che consente di guardare ad entrambe le dimensioni, economica e fisica, della contabilità ambientale, considerando tutti i costi interni effettivamente sostenuti ovvero stimati, ed esterni associati ad un sistema, prodotto, processo o attività sostenuti dai molteplici attori operanti nell'arco dell'intero ciclo di vita, dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento dei rifiuti con riguardo ad una specifica unità funzionale (Johnston, 1993).

Il Life Cycle Costing segue un approccio, per alcuni aspetti, di contabilità ambientale, attraverso il quale possono essere misurati tutti i costi, compresi i costi ambientali, sostenuti lungo il ciclo di vita del prodotto.

Il Life Cycle Costing può essere definito, quindi, come *“la valutazione di tutti i costi correlati al ciclo di vita di un prodotto che sono direttamente sostenuti da uno o più attori del ciclo di vita del prodotto stesso (fornitori, produttori, consumatori), includendovi le esternalità”* (Rebitzer e Hunkeler, 2003).

Fig. 3.6: Conceptual Framework per il LCC



Fonte: Rebitzer e Hunkeler, 2003; rivisitazione.

Pure essendo il più antico in termini di applicazione, il Life Cycle Costing non gode di una standardizzazione ISO. Tuttavia, la prassi di applicazione è consolidata secondo lo stesso standard della LCA. Tecnicamente, quindi segue le 4 fasi di applicazione previste dalla ISO 14040.

Nella prima fase, Definizione degli scopi e degli obiettivi, vengono stabilite l'unità funzionale, i confini del sistema, il campo di applicazione e l'obiettivo dello studio. Un'altra indicazione viene data, in questa sede, in merito alla natura dell'attore che conduce l'analisi. Viene sviluppata una ripartizione della struttura dei costi per facilitare la raccolta dati e stabiliti i criteri di aggregazione. A volte viene, inoltre specificato il tasso di sconto, soprattutto per i beni durevoli con i flussi dei costi previsti per il futuro. Tuttavia, non vi è consenso sui criteri di attualizzazione da applicare.

Nella seconda fase, l'inventario dei costi viene costruito su unità di processo ed il livello di aggregazione varia in base al ciclo di vita ed in funzione dei redditi generati dallo stesso.

La terza fase consiste nell'aggregazione dei costi per categorie. Tale definizione è molto difficoltosa lungo la supply chain. A supporto dello sviluppo delle categorie è possibile utilizzare i sistemi di calcolo dei costi del paese o delle regioni in cui i fornitori sono collocati (Ciroth, 2008).

La fase finale è caratterizzata dalla classica interpretazione dei risultati, che in questo caso, si definisce come una valutazione dei costi. Un'interessante framework per

l'interpretazione viene definito da Hunkeler (2010) in cui i costi vengono valutati secondo le tre dimensioni:

1. Fasi del ciclo di vita (ad esempio progettazione e sviluppo)
2. Costo per categoria (ad esempio costo del lavoro)
3. Costo per prodotto struttura e composizione

Bisogna, oltremodo, includere le aree per le esigenze future della R&D, la definizione di costo categorie, la disponibilità e la qualità dei dati le valutazioni e le garanzie. Questa contabilizzazione copre i costi reali ma restano di difficile stima i costi potenziali. Alcune critiche vengono poste a questo approccio in relazione al fatto che i costi contabilizzati sono esclusivamente esterni e resta critica la dimensione di internalizzazione dei costi.

Nonostante gli sforzi recenti a livello internazionale e le critiche mosse ai dubbi ancora irrisolti in merito all'applicazione del modello di calcolo, in bibliografia si rintracciano tre diverse applicazioni pratiche di questo strumento:

1. la valutazione dei costi convenzionali dei prodotti, sostenuti dai soggetti lungo il ciclo di vita, senza fare particolare menzione alle voci ambientali;
2. la traduzione in valore monetario dei costi ambientali correlati al ciclo di vita;
3. la valutazione dei costi convenzionali dei prodotti, affiancata dall'impiego di indicatori fisici per la stima degli impatti ambientali dei prodotti (ad esempio tramite il Life Cycle Assessment) (Kimberly L. Ahern, 1992).

Errore che molto spesso si compie è la doppia contabilizzazione poiché spesso è fuorviante il concetto stesso di costo ambientale. Possono essere classificati come costi ambientali:

1. I costi addizionali: costi non ambientali che provengono dai cause diverse (miglioramento tecnologico di impianti, miglioramenti dei processi e razionalizzazione delle risorse)
2. I costi identificabili come "ambientali": voci di costo riconosciute, rilevate e misurate direttamente imputabili a valori legati all'ambiente (smaltimento rifiuti, tutela delle acque, conservazione e miglioramento della qualità dell'aria e riduzione dell'inquinamento)
3. Costi non ambientali ma di gestione ambientale (costi sostenuti per riparare comportamenti ambientali sbagliati delle aziende).

Sono costi da tenere in considerazione per l'analisi tutti i valori delle risorse e delle attività dedicate a migliorare l'impatto ambientale dei processi aziendali ovvero tese a prevenire, abbattere o eliminare l'inquinamento, nonché a controllare l'impatto ambientale dei processi aziendali (Mio, 2001). Per utilizzare tutte queste voci di costo che è possibile raccogliere osservando l'attività di un'azienda, possono essere raggruppati in categorie con differenti criteri (EPA, 1995; EURISTAT, 1994; Hammer et al., 1995; Hughes & Willis, 1995; Mio, 2001):

1. Classificazione secondo il soggetto che sostiene i costi ambientali
 2. Classificazione secondo le modalità di rilevazione
 3. Costi ambientali stimati o stabiliti ai prezzi di mercato
 4. Classificazione secondo la manifestazione degli effetti
 5. Classificazione in base all'atteggiamento strategico verso l'ambiente
 6. Classificazione secondo l'oggetto
 7. Classificazione secondo le responsabilità
 8. Classificazione in base agli elementi naturali
-
1. La prima classificazione riguarda la distinzione in base a chi sostiene il costo, quindi tra *costi ambientali interni*, e *costi ambientali esterni*. Quelli interni incidono sul risultato economico e finanziario, la cui stima avviene secondo il principio della competenza o secondo il prezzo di mercato. Quelli esterni sono esternalità negative di produzione e gravano sull'ambiente esterno (costo-opportunità).
 2. La seconda classificazione i costi possono essere espliciti (costi ambientali rilevabili dalla contabilità) e costi impliciti, non rilevati in modo sistematico e soggetti a fattore probabilistico.
 3. La terza classificazione comprende i costi evinti dalle scritture contabili e i costi relativi al prezzo di mercato di quel bene in quel momento (ad esempio la materia prima)
 4. Per classificare i costi ambientali, è opportuno specificare anche il momento in cui si realizzano gli effetti delle azioni poste in essere dall'azienda. In questo modo si possono distinguere i costi ambientali attuali, in cui il rapporto causa-effetto si manifesta nel breve periodo, e i costi ambientali futuri, in cui tale rapporto si concretizza negli esercizi futuri.

5. I costi relativi all'aspetto strategico si dividono in due macro classi temporali: di breve e di lungo periodo.
6. Secondo l'oggetto è possibile classificare costi relativi al prodotto e costi relativi ai processi o alla produzione
7. I costi legati alla responsabilità (sociale in particolar modo), sono composti dai costi legati al fattore di errore come il mancato rispetto di prescrizioni normative, costi dovuti al rispetto o all'adeguamento alle norme, costi relativi alle politiche ambientali proattive.
8. Infine, classificare i costi rispetto agli elementi naturali si intende considerare l'origine dei costi e si distingue in: costi da inquinamento, costi da impatto, costi di gestione della salute.

Queste classificazioni non sono univoche e l'adozione di una non esclude necessariamente l'adozione di un'altra o la creazione di un criterio di classificazione misto.

In generale, è possibile, infine, definire i costi ambientali secondo le più generali teorie micro economiche.

Gli approcci secondo Marshall o Hicks, valutano un determinato bene attraverso la loro curva di domanda e altri come l'approccio del *comportamento riduttivo* e la tecnica del *costo di sostituzione* che non sono in grado di fornire una corretta e precisa informazione ai fini della valutazione, ma che comunque trasmettono un set d'informazioni utili.

La valutazione economica (in termini di costo) degli indicatori ambientali traduce le misure si stato in termini di impatto sull'uomo e sull'ambiente, come, ad esempio nel caso dei valori relativi all'inquinamento, in cui i diversi effetti sulla salute umana e sulla qualità della vita comporta un processo di stima complesso.

Inoltre, l'indicatore monetario offre la possibilità di condurre un'analisi comparativa sia degli effetti prodotti che dei benefici attesi, in termini di riduzione di impatto e degli interventi possibili.

La stima economica degli indicatori ambientali mette a disposizione delle amministrazioni, quindi, un decisivo supporto informativo in grado di incrementare sia l'efficacia dei provvedimenti e delle priorità d'intervento, quanto l'efficienza delle politiche di *governance* consentendo una valutazione attraverso l'analisi costi/benefici.

L'utilizzo delle informazioni sui costi consente di stabilire se abbandonare o continuare la produzione di un determinato prodotto, valorizzare il rapporto con il cliente, supportare la determinazione del prezzo di mercato ed individuare punti critici da migliorare nei processi produttivi.

Se si vuole realizzare uno strumento di supporto decisionale per la valutazione degli *assets strategici* per la definizione di politiche e scelte legate alla *Supply Chain*, è possibile, allora, definire modelli, analitici o simulativi che attraverso i dati di input, sono in grado di fornire indicazioni sull'output, sul rischio associato e ai fattori probabilistici complessivi in termini di tempo e costo (Hausman, 1981; Freeman 2003; Driesen, 1997).

Il *life cycle costing* è molto usato, per questo motivo, nelle fasi di pianificazione al fine di determinare il costo di un prodotto all'interno del suo ciclo di vita. A livello gestionale infatti si distingue dal *Target Costing* e dal *Kaizen Costing* per lo scopo dell'analisi, la prima volta ad individuare la reale fattibilità della realizzazione di un prodotto e la seconda per cercarne spunti di miglioramento (Monden & Hamada, 2000).

La differenza tra tutti gli altri modelli di determinazione dei costi è che il LCC si basa sull'intero ciclo di vita del prodotto come da logica LCT. Gli obiettivi di individuazione di costo sono suddivisibili in 3 categorie:

1. Costi totali associati al prodotto
2. Costo complessivo (conseguenze ambientali)
3. Costi di sviluppo e smantellamento

Lo strumento Life cycle costing, una volta definite le modalità di classificazione dei costi ed avendo a disposizione tutte le informazioni necessarie, è uno strumento molto utile per l'incremento dell'efficienza produttiva e di efficacia strategica. Indispensabili sono i flussi di materie ed energetici per l'analisi di sensitività per la valutazione e le scelte degli scenari alternativi. In questo modo i carichi inquinanti, insieme alla situazione globale del prodotto e l'intero processo produttivo può essere sottoposto a valutazione ed agire tempestivamente.

Infine, il Life Cycle Costing è estremamente utile per costi di monitoraggio in diversi scenari, il che rende attraente per i clienti del prodotto e il settore finanziario. Attraverso il programma UNEP per gli appalti sostenibili, economie emergenti e in

via di sviluppo stanno iniziando a testare l'applicazione del modello per le loro attività di green procurement (UNEP, 2012).

Social Life Cycle Assessment

L'attenzione alle problematiche sociali ed ambientali per la creazione di modelli di sviluppo sostenibile, aumenta il valore aggiunto di un'azienda in termini di immagine e credibilità verso i portatori di interesse. La sostenibilità globale rappresenta quindi un importante fattore di competitività e di integrazione (Arcese et al., 2011).

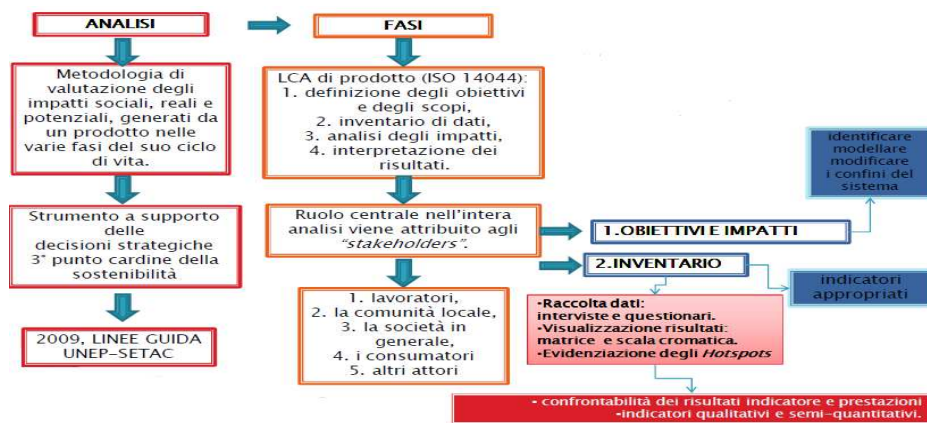
Oggi, le aziende si trovano a prendere delle decisioni che influenzano più o meno direttamente persone e ambiente e sempre più spesso sono tenute a rendere conto della propria performance sociale. (Dreyer et al., 2006).

Per merito anche dei fenomeni di globalizzazione che hanno aumentato il livello di complessità delle economie moderne, si è affermato il concetto complesso e sempre più dirompente della responsabilità sociale di impresa (Corporate social responsibility, CSR). (Fet, 2006; Cochran, 2008).

L'importanza per la CSR della metodologia Social Life Cycle Assessment consta soprattutto nel fatto che essa integra la tradizionale LCA e gli strumenti del Life Cycle Costing (Hauschild et al., 2008).

La Social Life Cycle Assessment propone di introdurre una dimensione socio – politica nelle valutazioni quantitative proprie della LCA al fine di quantificare i potenziali impatti sociali causati sulle persone in seguito al ciclo di vita di un prodotto (Finkbeiner, 2010, (Heiskanen, 1999 - Bovea, 2004).

Fig. 3.7- Struttura di analisi della Social Life Cycle Assessment



Fonte: Arcese et al., 2011.

A causa della sua importante focalizzazione sullo studio degli impatti sociali del ciclo di vita, la metodologia Social Life Cycle Assessment è ancora nella sua fase iniziale di sviluppo e, pertanto, non sono stati ancora definiti strumenti di applicazione globalmente condivisi della stessa (Arcese et al., 2012).

La Social LCA è senza dubbio il più recente dei metodi di applicazione del Life cycle thinking. Le discussioni su come affrontare con le parti sociali e in merito a come stabilire i criteri socio-economici dei prodotti in tutto un ciclo di vita del prodotto è iniziata nel 1980. Una delle prime testimonianze dell'orientamento della ricerca verso la direzione sociale si ha con il Progetto di economia ecologica dell' erano il tedesco Öko-Institut nel 1987 e con il workshop SETAC del 1993 (Fava et al., 1993). In entrambi i casi emerse la necessità della ricerca di una metodologia che coniugasse gli aspetti sociali con una valutazione ambientale dei prodotti. I primi lavori sull'argomento erano delle mere valutazioni olistiche ancora con tanto da definire (UNEP/SETAC, 2009;2012).

Lo scopo della metodologia è fornire informazioni sugli aspetti sociali e socio-economici per il processo decisionale, istigando il dialogo appunto, sugli aspetti sociali e socio-economici di produzione e consumo, nella prospettiva di migliorare le prestazioni delle organizzazioni e, in definitiva, il benessere delle parti interessate (Grießhammer et al., 2006).

Tecniche di analisi e di valutazione specifiche dell'impatto sono in corso di studio e altre nelle prime fasi di applicazioni già presenti sullo scenario internazionale. Prima tra tutte è la metodologia di Weidema in cui gli impatti si quantificano in termini di anni di vita persi e in relazione all'aspettativa di vita media. L'origine dei dati deriva quasi sempre da interviste dirette (Weidema, 2006).

Molto importante in questa fase è la confrontabilità dei risultati per singolo indicatore e delle prestazioni nelle varie fasi del ciclo di vita del prodotto. Gli strumenti più popolari in letteratura che svolgono questa funzione sono in particolare il Life Cycle Sustainability Dashboard di Traverso and Finkbeiner (2009) e gli strumenti per l'analisi SLCA ideati dalla The Natural Step.

Il primo, tra i più completi, accosta elementi quantitativi, attraverso l'assegnazione di un punteggio alle singole prestazioni su una scala qualitativa colorimetrica (Traverso et al, 2009).

Il secondo quello della The Natural Step (istituzione non profit dedicata alla soluzione dei maggiori problemi ambientali e sociali) è uno strumento per la valutazione della sostenibilità del prodotto secondo il modello SLCA che si sostanzia in uno studio che usa elementi quantitativi e qualitativi, tradotti in numeri e colori raggruppati in una struttura matriciale che consente all'organizzazione di osservare l'impatto che il prodotto ha nei diversi aspetti del suo ciclo di vita in relazione ai requisiti previsti secondo i principi di sostenibilità fissati come obiettivo di analisi. Le valutazioni di sostenibilità tradizionalmente svolte, spesso iniziano con la rilevazione di una criticità. Questo strumento utilizza un approccio alternativo che definisce i confini del sistema in relazione a l'obiettivo di sostenibilità prefissato e consente di considerare non solamente i fattori più visibili e conosciuti ma anche i fattori di impatto meno visibili (The natural Step, 2010).

Obiettivo d'uso dello strumento è consentire a progettisti e responsabili di concentrarsi sullo sviluppo sostenibile cercando di escludere dal prodotto tutti gli aspetti di potenziale insostenibilità durante il corso del ciclo di vita. Stabilire come possono essere sviluppati i prodotti per soddisfare i bisogni umani in una società sostenibile riducendo i rischi di violazione dei principi di sostenibilità è il macro obiettivo dello strumento.

L'analisi SLCA inizia con una panoramica di tutto il sistema, considerando tutti gli aspetti del ciclo di vita che sono in conflitto con i principi fondamentali della sostenibilità. Vengono presi in considerazione quattro parametri che partono dal presupposto che la natura non è soggetta ad aumentare sistematicamente ed essi corrispondono a: concentrazioni di sostanze estratte dalla crosta terrestre, concentrazioni di sostanze prodotte dalla società, degrado con mezzi fisici e, assenza di condizionamento delle persone nel soddisfacimento delle proprie esigenze. Solitamente, i dati vengono raccolti tramite interviste e questionari.

I risultati vengono visualizzati in una matrice di cinque quadranti e quattro colori assegnati sulla base delle risposte. I colori forniscono un indizio visivo evidenziando i punti critici che si presentano nelle fasi del ciclo di vita (i cosiddetti Hotspots) (Kruse, 2008).

Seguendo le indicazioni date dalle linee-guida dell'UNEP-SETAC, la procedura può essere implementata seguendo gli stessi passi della LCA di un prodotto (UNEP, 2009; ISO 14044, 2006; Arcese et al. 2010;2011;2012).

La procedura può essere implementata seguendo gli stessi passi della LCA ambientale di prodotto, pertanto come per il Life cycle costing si procede con le quattro fasi:

- Definire obiettivi e scopi.
- Realizzare un'analisi di inventario.
- Procedere all'analisi degli impatti.
- Elaborare un'interpretazione dei risultati ottenuti.

Lo scopo della prima fase è di identificare e descrivere l'oggetto di studio, limitandone l'ambito di riferimento. È necessario definire in tale fase: l'obiettivo dello studio, l'inventario dell'ambito di riferimento e i confini del sistema, l'arco temporale di riferimento, l'unità funzionale, le analisi di benchmarking da cui si rilevano le opzioni di miglioramento; requisiti di qualità dei dati e modalità di conduzione della procedura di allocazione. Infine nel caso di procedure comparative la revisione critica dell'analisi (Campanella e Petti, 2010; Griebhammer et al., 2006; Jørgensen et al., 2008).

La fase riguardante l'analisi di inventario, condotta con l'obiettivo di collezionare dati oggettivi inerenti l'ambito di riferimento richiede uno sforzo molto impegnativo come tutte le analisi LCA ma in modo particolare in questa per la particolare natura del dato, poiché, molto spesso capita che pochissimi dato provengono da fonti statistiche e che per molti processi non è presente alcun dato in forma strutturata in bibliografia e molti sono dati parziali (Jørgensen et al., 2008; Griebhammer et al., 2006).

La terza fase, valutazione degli impatti, è la fase in cui le informazioni di inventario sono raggruppata e trasformate in impatti. La valutazione si struttura in quattro fasi: la classificazione, la caratterizzazione, la normalizzazione e la valutazione degli

impatti. Con la classificazione vengono assegnati i singoli aspetti agli indicatori raggruppati in classi, ancora oggi la discussione è aperta in merito all'eventuale classificazione per categorie di impatto o per categorie di stakeholders. In quest'ultimo caso, gli stakeholders da tenere in considerazione sono quelli della linea guida (Campanella e Petti, 2010; Griebhammer et al., 2006; Jørgensen et al., 2008; UNEP/SETAC, 2009).

L'aggregazione dei risultati di inventario avviene attraverso la caratterizzazione che ha la particolarità di armonizzare per unità di misura tutte le voci all'interno della stessa categoria di impatto (Griebhammer et al., 2006 - Jørgensen et al., 2008). La metodologia che consente l'armonizzazione è ancora in fase di definizione. Weidema, ad esempio, calcola tutti gli impatti come una riduzione nella media del benessere, chiamato Quality Adjusted Life Years (QALY), mentre Hunkeler lega un indicatore, il numero di ore di lavoro lungo la catena del prodotto, a differenti categorie di impatto, come ad esempio l'assistenza sanitaria, il livello di formazione o le specifiche necessità (Weidema, 2009; Hunkeler, 2008). La normalizzazione e la fase di valutazione nella Social LCA per ora è riconducibile ai criteri dell'Environmental LCA e non sembra essere un passaggio obbligatorio (anche perché non avrebbe senso per i dati qualitativi) e vanno confrontati con un valore di riferimento univo per stabilire l'entità di ogni singolo problema (Jørgensen et al., 2008; Griebhammer et al., 2006).

La fase dell'interpretazione dei risultati corrisponde al controllo della completezza e della coerenza delle informazioni. Le variabili chiave da interpretare sono il coinvolgimento degli stakeholders, la verificabilità del risultato e la conformità del risultato con l'obiettivo dello studio e l'ambito di riferimento. (Griebhammer et al., 2006).

Le fasi sopra elencate presentano sia dei punti in comune che delle differenze con quelle della LCA. Una delle differenze più evidenti tra l'analisi LCA e quella sociale riguarda il coinvolgimento dei portatori di interesse. Infatti, nell'LCA la partecipazione degli stakeholders è prevista nell'approvazione della bozza dello studio di analisi ambientale, mentre nella SLCA il coinvolgimento dei portatori di interesse avviene già nell'individuazione del sistema da considerare per la valutazione degli impatti. I diversi impatti sociali sono considerati in relazione a cinque principali categorie di stakeholders:

1. Lavoratori.
2. Comunità locale.
3. Società.
4. Consumatori.
5. Attori del ciclo di vita, esclusi i consumatori.

Per ognuno di essi è possibile individuare obiettivi e relativi impatti da considerare nell'analisi che possono far variare i confini del sistema.

Per quanto riguarda la definizione dei confini ci sono due diverse possibilità:

- Nella prima l'attenzione è maggiormente rivolta sull'analisi degli impatti sociali relativi all'azienda e ai suoi fornitori;
- Nella seconda si concentra l'attenzione sugli impatti generati dal prodotto nel suo intero ciclo di vita.

L'unità funzionale che viene scelta nella SLCA dovrebbe essere la stessa prevista per la LCA. Per quanto riguarda l'analisi di inventario, è necessaria la definizione di un set di indicatori di riferimento relativi ai diversi portatori di interesse. In letteratura sono state presenti numerose pubblicazioni in merito agli indicatori con l'obiettivo di arrivare ad una soluzione condivisa.

Jørgensen et al., nel 2008, stendono un quadro dei possibili indicatori delinea la matrice degli indicatori, classificati per categorie di impatto e ne classificò il loro possibile valore come quantitativo (q) o descrittivo (d). Gli indicatori servono per andare a stimare gli impatti sociali sia positivi sia negativi. I valori che possono assumere sono sia qualitativi che quantitativi. Esempi sono la presenza di manodopera sottoposta a lavori forzati e la presenza di lavoro minorile, entrambi indicatori di tipo qualitativo (valori possibili: sì o no), dove la presenza o meno fa la differenza tra un impatto negativo e quello positivo.

Un altro elemento di differenziazione tra la LCA e la SLCA riguarda il forte legame con l'aspetto geografico che influenza in modo determinante i risultati dell'analisi sulla SLCA; questo perché, ad esempio, la presenza o meno di alcuni impatti sociali nei PVS o nei Paesi avanzati fa la differenza sulla variazione dell'entità dell'impatto.

Fig. 3.8: Classificazione degli stakeholders

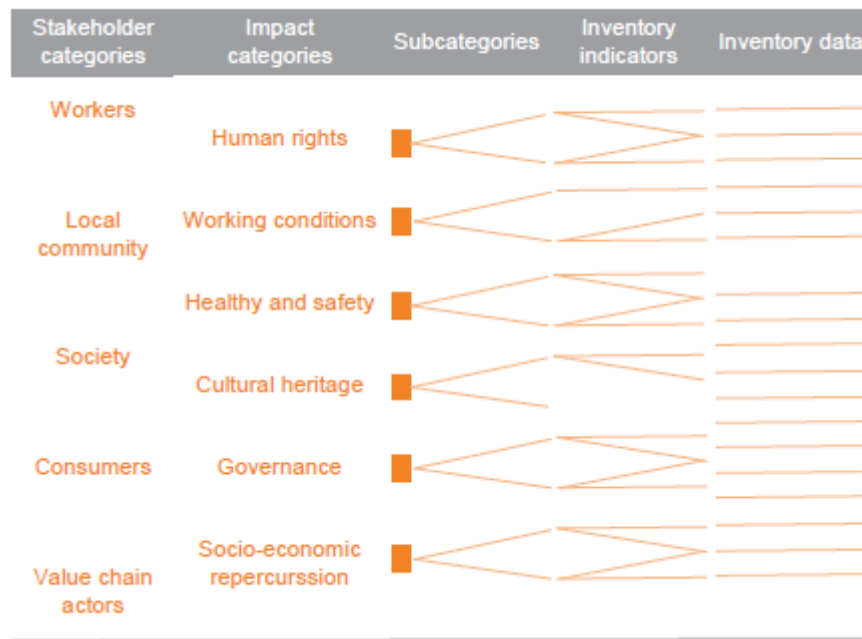
<i>Stakeholder categories</i>	<i>Subcategories</i>
Employees	<ol style="list-style-type: none"> 1. Freedom of association and collective bargaining 2. Child Labor 3. Working hours 4. Forced labor 5. Equal opportunities / Discrimination 6. Health and Safety 7. Fair salary 8. Social Benefit/ Social security
Local community	<ol style="list-style-type: none"> 1. Access to material resources 2. Access to immaterial resources 3. Delocalization and Migration 4. Cultural Heritage 5. Safe and Healthy living Conditions 6. Respect of Indigenous rights 7. Communities engagement 8. Local Employment 9. Secure Living Conditions
Society	<ol style="list-style-type: none"> 1. Public commitments to sustainability issues 2. Contribution to economic development 3. Prevention & mitigation of amend

	<p>conflict</p> <p>4. Technology development</p> <p>5. Corruption</p>
Consumer	<p>1. Health and Safety</p> <p>2. Feedback mechanism</p> <p>3. Consumer privacy</p> <p>4. Transparency</p> <p>5. End of life responsibility</p>
Value chain actors not including consumers	<p>1. Fair competition</p> <p>2. Promoting social responsibility</p> <p>3. Supplier relationships</p> <p>4. Respect of intellectual property rights</p>

Fonte: Linee Guida UNEP-SETAC, 2009.

L'analisi degli impatti e la caratterizzazione degli stessi avvengono attraverso metodologie specifiche. Nel 2006 Weidema ha presentato una sua metodologia la quale prevede che gli impatti vengono poi tradotti in termini di anni di vita persi sull'aspettativa media di vita.

Fig. 3.9: Categorie e sotto-categorie di stakeholders



Fonte: *Towards a life cycle sustainability assessment. Life cycle Initiative, UNEP-SETAC, 2012;*
rifacimento da Benoît et al., 2007)

Altra differenza tra la LCA e la social LCA consiste nell'analisi degli impatti che deve essere condotta a livello di impresa anziché di processo. Questo però crea difficoltà nella definizione del legame tra impatto e prodotto. Per la risoluzione del problema di allocazione viene utilizzato il criterio dello *share factor* con cui viene attribuito un peso dato alla singola impresa nella catena del prodotto o del servizio o, più in generale, nella *supply chain* (Dreyer, 2006; Hauschild et al., 2008; Jørgensen et al., 2008; Campanella e Petti, 2010).

La determinazione dello *share factor* può essere condotta in modi differenti: basato sul peso fisico in caso di valutazione di prodotto, basato sul costo o sulla creazione di valore oppure sul numero di ore di lavoro spese in ogni unità funzionale.

La scelta dipende da due criteri: è necessario che la distorsione introdotta naturalmente con tale metodo e tutte le informazioni siano disponibili e condivisibili in tutta la *supply chain*. In merito ai confini del sistema devono essere ben delineati anche rispetto all'influenza del produttore sull'intera catena poiché la social LCA si contraddistingue per la sua natura *site-specific*.

In generale nell'analisi vengono inclusi tutti gli impatti sociali che si registrano nella fase materiale, di fabbricazione e di distribuzione; dovrebbero essere considerati anche gli impatti sociali nella fase di uso e di fine uso; nella fase di smaltimento, la

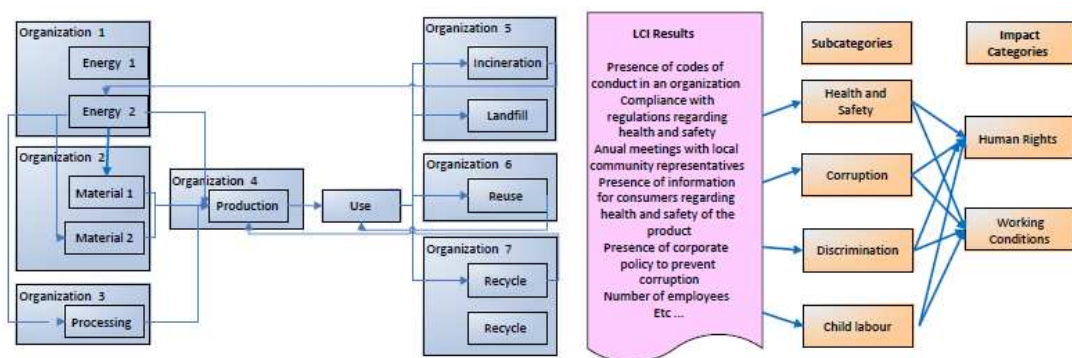
considerazione dipende dalle scelte della comunità locale o regionale per ciò che concerne la gestione dei rifiuti (Dreyer, 2006 - Hauschild – Dreyer - Jørgensen, 2008 - Jørgensen et al., 2008; Campanella e Petti, 2010).

Il ruolo cruciale nell'analisi è ricoperto dall'indicatore sociale. Per ciò che riguarda gli indicatori sociali, infine, ne esistono diverse tipologie. Una prima classificazione, è la suddivisioni in midpoint indicators (centrali) e endpoint indicators (finali), in base alla collocazione dell'impatto (Jørgensen et al., 2008).

Tuttavia nella mancata definizione di uno standard, le classificazioni presenti in letteratura sono diverse. Un'altra classificazione importante viene fatta in base alle differenti metodologie a seconda della natura dei dati e del diretto impatto o delle misurazioni di proxy (Jørgensen et al., 2008).

Tale metodo si compone di due livelli di categorie di impatto, una obbligatoria e normativa, riguardante un predeterminato set di categorie che esprimono aspettative minime per condurre affari responsabili, e l'altra opzionale, relativa ad un set auto-determinato di categorie riguardanti gli interessi specifici del produttore. (Dreyer et al., 2006).

Fig. 3.10: Esempio di Social LCI – correlazione tra le categorie di impatto e sub-categorie.



Fonte: *Towards a life cycle sustainability assessment. Life cycle Initiative, UNEP-SETAC, 2012.*

Le categorie obbligatorie da tenere in considerazione si basano sulla dichiarazione universale dei diritti umani e si riferiscono, ad esempio, alla discriminazione, al lavoro minorile, al lavoro forzato e alla libertà di associazione. (Hauschild et al., 2008). Per ciò che concerne l'aspetto più generale riguardante le aree di protezione nella Social LCA, sono presenti quattro aree comuni al processo di valutazione ambientale: salute umana, ambiente naturale, risorse naturali ed eutrofizzazione. Vanno aggiunti la dignità umana e il benessere.

In sostanza, la social LCA, come tutte le metodologie in via di definizione, presenta punti di forza ma, ancora, molti punti di debolezza. Tra i vantaggi vi è sicuramente la completezza del giudizio globale su un prodotto e fornisce delle informazioni preziose sull'impatto sulle persone e potrebbe essere un valido strumento a supporto della responsabilità sociale di impresa anche se la situazione di debolezza dovuta alla fase di ancora sviluppo non lo rende uno strumento abbastanza forte da ottenere una condivisione generale. (Dreyer et al., 2006; Hauschild, 2008).

Tra i principali punti ancora da sviluppare fanno riferimenti ad aspetti prevalentemente tecnici e relativi agli indicatori (Klöpffer, 2008).

La promozione dello sviluppo della metodologia è una necessità per ottenere consenso e comune accettazione della metodologia. La creazione di un codice di best practice, in parte come la Linea Guida, ma che spieghi i livelli di integrazione con la metodologia generale può essere la soluzione (Grießhammer et al., 2006).

Le aziende che effettuano, ad esempio, il reporting sociale o applicano sistemi di gestione come l'SA8000, devono tenere in considerazione gli aspetti sociali in un contesto del ciclo di vita perché facendolo ne riconoscono l'importanza e non esclusivamente per ottenere un vantaggio competitivo sui concorrente ma per avere una visione completa e la totale comprensione e convinzione della valutazione degli impatti sociali.

Capitolo 4

Life Cycle Sustainability Assessment di una struttura ricettiva

Introduzione

Gli indicatori di sostenibilità sono molto importanti per il turismo, settore che, in Italia, incide sulla produzione nazionale per il 3,3% del PIL, con un contributo diretto di 51,4 miliardi di euro e un contributo totale dell'indotto di 136.1 miliardi di euro (8,6% del PIL) (WTTC, 2011; Eurostat, 2012).

Questo dato riflette principalmente l'attività economica generata dall'industria turistica, compresi alberghi, agenzie di viaggi, compagnie aeree e altri servizi di trasporto passeggeri ma comprende anche altre strutture come ristoranti e affini e strutture di svago direttamente coinvolte nell'attività turistica.

Le stime per i prossimi dieci anni (2012-2022) sono orientate a valori crescenti, difatti il contributo diretto al PIL del settore viaggi e turismo in Italia si stima essere del 3,5% ossia circa 61,2 miliardi di euro.

Dagli ultimi dati aggiornati e disponibili, l'andamento del turismo italiano vive una sostanziale stabilità in entrambe le stagioni turistiche seppur in aumento rispetto agli anni precedenti. In diminuzione, invece, il turismo interno, cosiddetto domestico, che registra trend negativi. L'indagine congiunturale di Federturismo (2012) evidenzia attraverso la rilevazione dei dati tramite intervista ai principali operatori del settore risultati pressoché stabili (+0,02% e +0,05%) sia in termini di arrivi e presenze straniere in diminuzione invece quelle nazionali (-1,5% e -1,7%). In flessione anche la domanda e il fatturato totale per la carenza di capacità di spesa dei turisti.

Tuttavia, proprio per la condizione economica sfavorevole, gli operatori turistici si attendono un trend in aumento un aumento della domanda interna dovuta alla necessità di vacanze brevi e poco distanti. Costante e stazionario è l'andamento dei flussi dei principali segmenti di domanda estera - Francia, Regno Unito e Giappone - rispetto allo stesso periodo dell'anno precedente, a fronte di un leggero incremento della domanda tedesca e di una tendenziale flessione per quella statunitense. Tra gli

altri mercati in espansione i flussi provenienti dall'Est Europa (soprattutto Russia, Polonia e Repubblica Ceca), dal Belgio e Lussemburgo, dalla Svizzera e dall' Europa settentrionale, mentre dal lato extra-europeo in forte crescita la domanda proveniente dal mercato cinese e da tutta l'area asiatica in generale, così come dal Canada, dal Brasile e dai paesi arabi.

Molto importante in questo ambito è la pianificazione territoriale, processo che necessita di strumenti di supporto in grado di valutare le ricadute a lungo termine delle linee strategiche adottate a livello generale.

In particolare, nelle strategie di pianificazione del settore turistico, le modalità di sviluppo scelte, come ad esempio livello di urbanizzazione, il tipo di struttura alberghiera prevalente, le infrastrutture presenti sul territorio, influenzano fortemente la domanda turistica stessa. La differenziazione delle scelte di consumo è data, ad esempio, dal tipo di alloggio, dalle modalità di viaggio, dal modalità di erogazione del servizio ect., più o meno sostenibili (Castellani e Sala, 2008).

Proprio nell'ambito di definizione degli indicatori di sostenibilità, la valutazione del ciclo di vita di aspetti significativi del turismo (strutture turistiche declinate per singole tipologie, servizi per il turismo, trasporti) può integrare la metodologia di altri indicatori di sostenibilità, permettendo di creare scenari di sviluppo funzionali alla definizione di strumenti di supporto alle decisioni per gli amministratori locali, al fine di indirizzare le politiche di sviluppo turistico verso una maggiore sostenibilità a lungo termine.

Lo sviluppo del turismo sostenibile

Gli indicatori economici classici, come il Prodotto interno Lordo, misurano la ricchezza prodotta o il benessere economico di una nazione o di un territorio ma non tengono conto degli aspetti sociali del benessere. D'altro canto, gli investimenti necessari per il recupero dei danni ambientali e per la riparazione degli squilibri ambientali vengono considerati generatori di reddito e quindi, produttori di benessere.

A questi indici si affiancano una serie di indicatori e strumenti che, al contrario, tengono conto del capitale naturale, degli effetti delle alterazioni all'ambiente e della salvaguardia dei diritti sociali. Uno di questi indici è, ad esempio, l'ISEW, *Index of Sustainable Economic and Welfare*, in cui, oltre alle variabili economiche si tiene

conto del depauperamento delle risorse, degli effetti dell'inquinamento e della distribuzione del reddito. Per la costruzione di questo indice vengono ponderate le variabili componenti del PIL con i costi connessi alla crescita (Cannas, 2006).

Nella Conferenza di Rio de Janeiro delle Nazioni Unite su ambiente e sviluppo del 1992, rilanciata l'idea della sostenibilità come concetto integrato per il quale si esige la coniugazione tra le tre variabili chiave – economica-ambientale e sociale- vengono prodotti una serie di documenti, oggi divenuti strumenti di sostenibilità fondamentali per il settore turistico. Tra essi, assumono particolare importanza per il settore la Dichiarazione sulle Foreste e Agenda 21. Dall'Agenda 21, sono scaturite le Agenda 21 locale, in cui si prevede la possibilità di avviare un processo di sviluppo sostenibile tramite l'assunzione su scala locale di iniziative e responsabilità.

Gli indicatori generali per la valutazione fanno riferimento ai molteplici impatti legati al settore, schematizzabili in (Carta di Lanzarote del Turismo sostenibile, 1995; Cannas 2006):

1. Impatti ambientali: deforestazione, diversificazione, distruzione di habitat naturali, perdita di biodiversità, consumo di acqua e energia, produzione di rifiuti, effetto serra dovuto al trasporto, degrado del paesaggio, sovraffollamento, inquinamento acustico
2. Impatti sociali: mutamento delle strutture sociali e perdita di identità culturale, mercificazione e banalizzazione dei prodotti artistici e culturali (fenomeno del *Disneyficazione*), errati modelli relazionali tra turisti e popolazione ospitante, sfruttamento della forza lavoro
3. Impatti economici: dipendenza dai mercati esteri di provenienza, risultati economici insufficienti, effetti occupazionali sotto le aspettative, scarsa redistribuzione del reddito.

Il processo di formazione del concetto di turismo sostenibile non è stato semplice né tantomeno breve.

Nel 1995, si tiene alle Isole Canarie, la prima conferenza Mondiale sul Turismo Sostenibile, da cui venne prodotta la Carta di Lanzarote del Turismo sostenibile, che aveva il compito di adattare la strategia dello sviluppo sostenibile al turismo. Sempre nello stesso anno l'Organizzazione Mondiale del Turismo (OMT) insieme al WTTC e all'Earth Council viene stilata l'Agenda 21 per il turismo in cui si adattano e applicano i principi dell'Agenda 21 al turismo. Nel 1999 l'OMT stila il Global Code of Ethics for Tourism, approvato nel 2001 dalle Nazioni Unite e sintesi dei

documenti precedenti. Infine con la pubblicazione della Convenzione sulla Biodiversità (CBD), linea guida internazionale per le attività relative allo sviluppo del turismo sostenibile.

A livello europeo, molto importante è la Carta Europea del Turismo Sostenibile nelle Aree Protette, documento in cui i firmatari, in partenariato pubblico-privato (gestori di aree protette, operatori turistici e tour operator) sono impegnati nella realizzazione di una Strategia Locale da realizzare attraverso un Programma esecutivo.

Il rapporto tra sostenibilità e strutture ricettive

Il rapporto del settore con la sostenibilità si è progressivamente consolidato, vista anche la crescente rilevanza dei consumi imputabili al comparto e di conseguenza quella dei suoi impatti ambientali. Il turismo è un settore importante nella lotta al cambiamento climatico. Esso è responsabile del 5% delle emissioni complessive di CO₂ nel mondo²¹ (Boatto e Bordin, 2008).

Mediamente, la CO₂ derivante dal viaggio turistico stimata ammonta a circa a 0,25 tonnellate. Il trasporto imputabile indirettamente al settore determina il 75% delle emissioni di CO₂ del turismo internazionale²²(Boatto e Bordin, 2008).

Lo sviluppo del settore, quindi, si pone oggi nuove sfide per trovare un compromesso tra la sua progressiva crescita nel mondo e le esigenze di mitigazione dell'impatto sul cambiamento climatico, proponendo nuove forme di turismo sostenibile, come l'ecoturismo e i nuovi prodotti turistici *low-carbon*.

Il turismo sostenibile rappresenta un tema di grande attualità anche per quanto riguarda le strutture ricettive in senso stretto. A testimonianza di questo, i dati sulla concessione del Marchio Ecolabel in Italia nelle strutture ricettive evidenziano un significativo sviluppo (148 licenze in uso a febbraio 2011, con un trend di forte crescita nel periodo 2004-2009 e una flessione nel periodo 2009-2011 da imputarsi alla entrata in vigore dei nuovi criteri Ecolabel, specifici per questo settore, ai quali non tutte le strutture si sono uniformate), oltre ad essere la categoria con il maggior numero di licenze rilasciato in assoluto. Molto meno evidente è l'impegno del settore verso la sostenibilità sociale e di conseguenza resta ancora lontano il raggiungimento

²¹ 1st International Conference on Climate Change and Tourism, Djerba, 2003

²² 2nd International Conference on Climate Change and Tourism, Davos, 2007

di una sostenibilità forte, intesa come la giusta coniugazione delle variabili ambientali, economiche e sociali.

Applicare alle strutture ricettive un modello strutturato di rilevazione e monitoraggio della sostenibilità sociale basato sul ciclo di vita, consente di evidenziare come la leva della sostenibilità (come già verificato nel settore per la sostenibilità ambientale) sia in grado di offrire una qualità in più che l'azienda turistica può presentare ai propri clienti e che resta maggiormente impressa nelle esperienze degli ospiti, contribuendo alla fidelizzazione e ponendo quindi le basi per una sostenibilità economica di lungo periodo.

Una struttura ricettiva sostenibile è costituita da personale e professionisti sensibili ad una corretta gestione sociale ed ambientale, rispondendo alle esigenze di business e alla soddisfazione del cliente. I principali segni di politica di sostenibilità sono caratterizzati dall'adozione di soluzioni innovative di risparmio energetico, ottimizzazione dei costi, formazione del personale rivolta all'educazione alle *best practice* con particolare *focus* sulla riduzione dello spreco; pone attenzione all'accoglienza e alla salubrità degli edifici per promuovere il benessere fisico e psicologico degli utenti e dei suoi dipendenti.

Di particolare influenza per il settore, ad esempio, sono l'utilizzo della bioedilizia, l'uso di fonti energetiche rinnovabili e l'eliminazione di emissioni tossiche tipiche dell'edilizia tradizionale.

Oltre alla gestione interna, un'impresa dovrebbe valutare la gestione dei rapporti con il territorio, la comunità locale e le istituzioni pubbliche. Le piccole imprese si dimostrano spesso abili nel gestire queste relazioni, dal momento che esse stesse sono parte integrante e visibile della comunità in cui operano (Hunkeler D., 2006).

L'approccio del ciclo di vita nel settore turistico: stato dell'arte

Le finalità della fruizione di un servizio turistico possono essere molteplici: motivazioni di carattere culturale, naturalistico, relax, sport e salute ecc. spingono i potenziali utenti a dirigersi verso svariate mete che soddisfino le loro aspettative (De Camillis et al, 2010).

Gli effetti ambientali delle attività turistiche possono essere studiati e valutati in certa misura tramite l'analisi del ciclo di vita: una completa e significativa valutazione degli impatti ambientali non può prescindere dalle peculiarità del

territorio oggetto di turismo che debbono essere studiate prendendo in considerazione gli aspetti di vulnerabilità sociale ed ambientale.

A differenza di una “classica” analisi del ciclo di vita di un prodotto, l’applicazione dello strumento al servizio, apparentemente di più facile applicazione, resta ancora in parte incompleta di indicatori.

In virtù di questo aspetto, l’integrazione del modello standard per l’analisi del ciclo di vita con indicatori tipici del settore, come ad esempio, la valutazione della capacità di carico, la concentrazione spazio-temporale, la variabilità stagionale del dato, il rischio che l’attrattività di un territorio, direttamente dipendente dalla qualità ambientale, decresca gradualmente all’aumentare dell’affluenza del turista stesso nel territorio. Tra le variabili direttamente collegate al ciclo di vita invece, sono oggetto di monitoraggio: il ciclo integrato delle acque, l’approvvigionamento idrico, la gestione dei rifiuti solidi, la conservazione degli habitat e della biodiversità.

Tuttavia, le implementazioni delle analisi LCA presenti in letteratura non sono molte e variano notevolmente in termini di oggetto di studio, scelte metodologiche e risultati. In particolare, gli oggetti studiati potrebbero essere classificati in maniera diversa, dalle analisi prettamente concentrate sull’erogazione del servizio, alle analisi che analizzano principalmente gli edifici fino ad arrivare alle analisi che hanno come oggetto di studio l’intera industria turistica (De Camillis et al., 2010).

Un numero così irrisorio di analisi presenti in letteratura può condurre a diverse interpretazioni della motivazione del fenomeno. Il segnale principale che emerge è la notevole difficoltà nell’applicazione dell’approccio Life Cycle Thinking e la consapevolezza limitata dei potenziali di applicazione della metodologia nel settore. Inoltre la carenza di banche dati porta ad una scarsa considerazione dell’impatto ambientale del settore stesso o a sotto stimare i risultati dell’applicazione dello strumento al settore. (De Camillis et al., 2010).

Da un’attenta analisi della letteratura di settore emerge proprio questa evidente difficoltà di applicazione della metodologia e di reperimento del dato (Patterson & McDonald 2004; Rosenblum et al. 2000; Horvath 2000).

Le prime applicazioni nel settore turistico della metodologia risale agli anni ’90, con l’implementazione della metodologia LCA ai Tour Operator da parte dell’inglese UK CEED²³, che condusse l’analisi per la British Airways Holidays (BAH) per la

²³ Centre for Economic and Environmental Development

rilevazione degli impatti ambientali delle principali destinazioni, per poi approfondire, successivamente l'impatto della gestione delle strutture di ricezione turistica (Sisman 1994; UK CEED 1998; Tontodonati 2002; Petti & Tontodonati 2002, De Camillis et al., 2010).

Altri studi successivi si sono interessati di analizzare il turismo nei Parchi Nazionali in Cina e in Bulgaria rilevando le differenze tra i due paesi (Shi et al., 2003; Chambers, 2004).

In Italia, il filone di ricerca relativo agli studi dell'analisi del ciclo di vita del settore turistico è portato avanti da uno specifico gruppo della Rete Italiana LCA e le prime note bibliografiche iniziano nel 2004 con Mazzoni e Raggi (2005). Altri studi presenti in bibliografia riguardano alberghi portoghesi oltre a diverse tesi di laurea e di dottorato sulle analisi LCA degli alberghi in Italia (Florida 2007; Corsico 2007; Castellani et al., 2008; Sala & Castellani 2009; De Camillis 2008).

Un'interessante analisi dei risultati dei principali studi presenti in letteratura è stata condotta da De Camillis et al. (2010) in cui vengono evidenziate le principali differenze tra le analisi e le considerazioni inerenti le problematiche relative all'applicazione della metodologia nel settore. In particolare, viene rilevata la convenzionalità o meno dell'analisi condotta in ogni singolo studio (in base alla conformità con lo standard ISO 14040), il diverso oggetto di studio e l'obiettivo dell'analisi, la chiara definizione o meno dell'unità funzionale.

Particolarità rilevanti assumono le analisi LCA condotte sugli hotel, in cui, le fasi del ciclo di vita sono state definite in base al ciclo di vita dell'edificio, e conducono principalmente ad una valutazione ambientale delle caratteristiche prestazionali dell'edificio stesso e dei servizi correlati (Florida 2007), o per sostenere un eco-progettazione dei processi che l'obiettivo di confrontare i vari progetti di costruzione (König et al. 2007).

Approccio diverso assume la rilevazione e la valutazione delle prestazioni ambientali dei servizi erogati. A tal fine, il ciclo di vita dell'edificio è quasi sempre escluso dai confini del sistema, mentre i dati sul trasporto degli ospiti e altri servizi di supporto (ad esempio la pulizia in camera, servizio di lavanderia) vengono inclusi nei confini del sistema analizzato come parte integrante dell'oggetto di analisi (Tontodonati 2002; Mazzoni 2004; De Camillis et al., 2008). Di difficile stima è in questi casi l'impatto della costruzione degli edifici, motivo per cui viene spesso esclusa, anche se i risultati relativi al GWP delle strutture alberghiere (Florida 2007;

Sesartic e Stucki 2007) potrebbe far pensare che i carichi ambientali devono essere inclusi non solo per l'eco-design, ma anche per il confronto dei servizi di alberghi considerando almeno i materiali di base utilizzati per la costruzione e messa in opera degli edifici ospitanti le strutture alberghiere.

Un altro punto controverso è l'allargamento dei confini del sistema, tecnica utilizzata per l'inclusione del trasporto degli ospiti o per gli spostamenti durante il soggiorno. Il trasporto è una variabile importante in quanto, la responsabilità della posizione geografica delle strutture (a diretta responsabilità dei gestori delle strutture) influenza direttamente le modalità di trasporto scelte dai clienti. Politiche di marketing *ad hoc* possono condizionare le scelte del mezzo di trasporto utilizzato, così come tutti i servizi accessori legati alla peculiarità della località turistica (servizio spiaggia piuttosto che i collegamenti sciistici).

In questo caso l'approccio *door to door* (Chambers 2004) è quello più utilizzato. Secondo questo approccio vengono inclusi i processi di partenza e di ritorno dei turisti, adottato in molti casi ma limitativo di alcune fasi importanti del ciclo di vita. Se consideriamo l'esperienza turistica complessiva, considerandola come un "prodotto" reale del settore, esso è il risultato della somma di processi collegati tra loro e che quindi include un pacchetto di servizi (Judd 2006).

Questo è, in generale, lo schema più completo ma, allo stesso tempo, più complicato nella fase di valutazione del servizio. Lo schema *door to door* diventa paradossalmente più semplice da applicare nelle analisi generalizzate ad interi sistemi territoriali (Kuo & Chen 2009). I dati mancanti possono essere reperiti attraverso l'integrazione di modelli come l'analisi Input-Output (Patterson and McDonald 2004; Rosenblum et al. 2000; De Camillis et al., 2010).

Difficoltà che in generale presentano le analisi LCA e che si riscontrano nelle applicazioni di settore risiedono nel reperimento dei dati. Al momento, infatti, non esistono banche date complete e specifiche per il settore turistico. A differenza di altri settori però, per le realtà turistiche, in generale i dati pubblici sono molteplici. Il problema, in definitiva, è di organizzazione e classificazione dei dati in database specifici. Tuttavia l'eccessiva generalizzazione del dato attraverso banche dati troppo generalizzate comporterebbe una perdita di informazione se si pensa alla variabile territoriale caratterizzante le attività di settore e la forte differenziazione del servizio tra paese e paese ma anche tra regione e regione.

Tra gli strumenti di valutazione ambientale, il TourBench (Van Der Burghs 2003), *European Monitor and Benchmarking Initiative for Environmental Impacts and Costs in Tourist Accommodation*, un servizio gratuito di monitoraggio on-line europea e strumento di *benchmarking* per ridurre ambientale consumi e dei costi delle strutture turistiche, potrebbe essere migliorata ampliando il campo di applicazione ai turisti altri servizi e che coprono le loro intero ciclo di vita in conformità con regole EPD. Di indispensabile supporto è, anche in questo settore, il Life Cycle Data System (ILCD), Manuale di uso del dato della Commissione Europea (2009) e l'Eco-Indicator nelle sue diverse versioni.

L'analisi LCA per i servizi turistici

Le considerazioni suddette sulla rarità delle applicazioni presenti in letteratura dell'analisi LCA nel settore turistico potrebbero risiedere, ad opinione comune, alla difficoltà di adattamento della metodologia ad un settore caratterizzato prevalentemente da servizi intangibili.

Come è noto, i servizi sono entità complesse e presenti in quantità nelle molteplici sfere economiche (Moritz 2005). I servizi non sono tangibili, non sono separabili dal consumo, sono esperienze complesse e di qualità è difficile da misurare (Mager 2004; Sousa & Ometto 2011).

Bäckmann (1998) ha posto l'accento sulle differenze tra i servizi e prodotti (ad eccezione dei prodotti software da considerarsi un ibrido), da cui emerge la mancanza della componente di flusso fisico di materia dei processi di produzione/erogazione del servizio ma della presenza del materiale come stock da considerare nella rilevazione degli impatti ambientali (Tukker & Tischner, 2006).

Gli impatti diretti e indiretti dei servizi sono state tradizionalmente piuttosto difficile da valutare o riconoscere e difficoltà metodologiche possono sorgere durante l'esecuzione del studiare (Junnila 2006 e 2009). Alcuni degli ostacoli principali di applicazione LCA in servizio industrie sono la definizione dei confini dei sistemi e la scelta del funzionale.

Secondo Brezet et al. (2009) il ciclo di vita di un servizio è molto diverso da quello di un prodotto a causa dell'intangibilità, e così, i limiti di ciò che appartiene al sistema di analisi LCA non è sempre chiaro. Una differenza importante nella

definizione dei confini del sistema è l'inclusione del personale e delle infrastrutture per l'analisi cosa che di solito non avviene un'analisi di prodotto (Rosenblum 2000).

Nel caso dei servizi, inoltre, l'unità funzionale deve fare riferimento ad una funzione astratta circoscritta in un periodo di tempo e deve prendere in considerazione il comportamento dei consumatori (Torras 2003).

Alcuni autori, come la necessità di metodi specifici sviluppati per LCA dei servizi e dello stato che questi metodi potrebbero essere basati sulle stesse tecniche LCA che vengono utilizzati con i prodotti (Brezet et al. 2009; Auriche t al. 2004).

Una possibile risoluzione del problema risiede nell'approccio modulare. L'analisi LCA modulare potrebbe facilitare principalmente in sede di analisi dei risultati e di confronto tra sistemi.

Questo approccio, utilizzato anche per i prodotti, è stato sviluppato un uno studio presente in bibliografia, per il turismo, condotto sugli hotel da Petti et al. (2004) e consiste nella valutazione di ogni singolo servizio tracciato nel diagramma di flusso della struttura turistica presa in considerazione. Ogni servizio è considerato come un modulo a se stante. In questo modo, l'impatto delle attività della struttura possono essere calcolate sommando i singoli impatti di tutti i servizi (moduli) considerata in uno studio (ad esempio, ristorazione, sauna, piscina, ecc.).

Tuttavia questo approccio comporterebbe l'adozione di una analisi LCA semplificata e l'approssimazione risiede principalmente nella difficoltà di quantificare gli scambi tra un modulo e un altro. Allo stesso tempo, sembra essere l'approccio più efficiente per le analisi LCA applicate ai servizi.

Life Cycle Sustainability Assessment di una struttura ricettiva: il modello di analisi utilizzato

Secondo l'Organizzazione Mondiale del Turismo delle Nazioni Unite, il turismo comprende "le attività delle persone che viaggiano e soggiornano in località al di fuori del normale ambiente per non più di un anno consecutivo per il tempo libero, a scopi commerciali e altri fini".

Questa definizione non è comunemente accettata dalla comunità scientifica internazionale; alcuni studiosi, infatti, considerano le attività legate al turismo come un conglomerato di prodotti distinguibili in altri settori, una gamma di beni e servizi

che formano l'esperienza turistica comprendendo componenti materiali e immateriali (Leiper, 2008; Chadwick, 1994; Lew et al., 2004; Debbage & Daniels, 1998).

Ci sono diversi modelli adattati su scala locale del modello originale sviluppato da Wackernagel e Rees (1998) in cui veniva sviluppato un framework specifico per il calcolo dell'Impronta Ecologica, e alcuni nuovi modelli sviluppati per la valutazione della Impronta Ecologica del turismo (Castellani e Sala, 2008).

Nonostante tutto lo studio sui modelli condotto fin ora, lo sviluppo di equazioni in grado di valutare l'impronta di turismo a partire dai dati disponibili sul turismo di uno specifico territorio (considerando tutte le possibili categorie di consumo) rappresenta un compito complesso in cui necessariamente bisogna far ricorso a banche dati secondarie e dati stimati approssimativi.

Il modello così come è viene integrato con le tre possibili analisi LCA riconducibili al servizio turistico: l'analisi LCA della struttura ospitante, quella del soggiorno ed infine, quella del viaggio. La prima analisi è sostanzialmente un'analisi sull'edificio e sulla pianificazione territoriale, la LCA del soggiorno si basa sulle scelte del consumatore e sulle attività delle strutture ricettive e la terza analisi viene basata sulle infrastrutture legate al viaggio e al trasporto.

Riprendendo e modificando questo modello è possibile creare un unico modello di analisi in cui viene creato un unico diagramma delle attività includendo tutte e tre le analisi.

Proprio per la difficoltà di definizione prima di tutto del servizio /prodotto oggetto di studio, si è proceduto nello studio del servizio ancor prima di effettuare lo studio della sostenibilità dello stesso.

- Nella prima fase di studio l'attenzione è stata rivolta alla definizione complessiva dell'attività per rilevare, in un secondo momento, sono state definite le variabili da rilevare per ogni sfera della sostenibilità: gli impatti ambientale, i costi imputabili e la categoria di *stakeholder* di maggior impatto e focalizzare l'analisi su un'unità funzionale e un sistema comune e rilevare i punti critici del sistema (hotspots). In questa fase sono state mostrate le caratteristiche peculiari delle strutture ricettive classificate come categoria B&B nel panorama dell'offerta totale per poi includere le caratteristiche specifiche della struttura analizzata.

- La metodologia utilizzata per la conduzione dell'analisi di sostenibilità è l'analisi del ciclo di vita basata sulla logica *Life Cycle Thinking*, facendo riferimento agli Standard Iso 14040 e 14044 (2006), per la LCA ambientale.

- Per analizzare le tre sfere della sostenibilità globale sono state condotte separatamente le tre analisi come da modelli separati: *Life Cycle Assessment* per la rivelazione degli impatti ambientali, *Social Life Cycle Assessment* per valutare la dimensione sociale e l'analisi *Life Cycle Costing* per valutarne gli aspetti economici.

- Prima dello svolgimento dell'analisi di sostenibilità si è provveduto alla raccolta e alla catalogazione di tutte le informazioni utili per la migliore conoscenza della struttura in tutte le sue componenti manageriali. In questa fase, che è possibile definire di analisi generale, emergono delle caratteristiche principali del servizio erogato, le peculiarità della struttura e del territorio, gli aspetti caratterizzanti il processo produttivo (o di erogazione del servizio).

- Allo stesso tempo, vengono avviate le indagini di rilevazione delle caratteristiche dei clienti, origini, età media, comportamenti di acquisto, tipo di esperienza ricercata, mezzi di trasporto preferiti, alimentazione gradita ect. In termini di sostenibilità, ciò può essere utile soprattutto per capire ed evidenziare i comportamenti di consumo sostenibile e, soprattutto nel caso del servizio, delineare le azioni svolte dai clienti prima, durante e dopo il soggiorno nella logica "*door to door*". Inoltre in un modello di analisi di sostenibilità basato sul *Life Cycle Thinking*, il cliente è uno degli stakeholder da analizzare per tra le variabili sociali.

Le tre analisi vengono svolte separatamente ma come parte integrante dello stesso modello. Per verificarne l'applicabilità sono state poste le stesse condizioni di base e fatte le stesse assunzioni e approssimazioni in tutte e tre le sfere. L'unità funzionale, gli obiettivi dell'analisi, il sistema analizzato e i confini del sistema restano invariati in tutte le sedi di analisi.

In conclusione, svolte le tre analisi sulla stessa struttura, vengono messe in relazione le tre dimensioni della sostenibilità attraverso l'adozione di strumenti di comunicazione integrati.

Le peculiarità del modello risiedono nell'adattamento al servizio dello strumento generale e nell'applicazione pratica. Le semplificazioni apportate al modello generale sono in primo luogo legate all'esigenza di rendere il modello accessibile a,

come in questo caso, piccole strutture che hanno l'interesse a valutare la loro sostenibilità per migliorare le proprie prestazioni.

Caratteristiche della struttura ricettiva e del territorio

La struttura ricettiva presa in analisi, Luna e Limoni B&B²⁴, si trova nella zona sud della regione Sardegna, in provincia di Cagliari.

Muravera è storicamente il centro amministrativo del Sarrabus Gerrei, regione del sud est Sardegna caratterizzata dalla vallata del basso Flumendosa, piana alluvionale fertilissima con forte vocazione alla coltivazione di agrumi di alta qualità. L'area è ricca di aspetti naturalistici molto vari.

In pochi chilometri quadrati si trovano spiagge tra le più varie, sistemi lagunari importanti, parchi marini e montani, sistemi fluviali e, non ultimi, gli agrumeti storici e le peschiere. L'attrazione principale sono decisamente le coste che vanno da Torre Murtas a nord di Villaputzu a tutto il territorio di Villasimius a sud comprendendo così tutto il sud est.

Nasce nel 2002, come prima struttura *Bed & Breakfast* della zona, con 2 sole stanze per un totale di 4 posti letto. Per la costruzione della struttura, i proprietari ricavarono nel secondo piano della propria abitazione in cui risiedono tuttora nella piena tradizione di questa tipologia di strutture.

Gli ospiti stazionano in tale abitazione al momento dell'accettazione, del pagamento e della prima colazione servita nel pranzo. Per il resto accedono alle rispettive stanze senza passare dall'abitazione essendo lo stabile servito da scala esterna ai 2 piani. Quasi subito si ravvisa la necessità di aumentare il numero delle stanze. Purtroppo in Sardegna la legge è molto restrittiva a questo riguardo (3 stanze max 6 posti letto). Nel 2006 si ricava la 3° stanza. La casa è situata al centro del paese il quale a sua volta è il centro del Sarrabus e del sud est Sardegna. Questo punto di forza è sottolineato da sempre nella comunicazione. La casa non nasce con destinazione di ricettività, quindi presenta molti handicap che si è cercato di superare nel tempo curando il confort degli alloggi, privilegiando i complementi di arredo tipici della regionalità, curando gli spazi esterni (terrazze e giardino), fornendo servizi compresi nella tariffa (biciclette, materiale e informazioni turistiche, uso della lavanderia e del

²⁴ www.lunaelimoni.it

barbecue ecc), e soprattutto con costante attenzione all'ospite, con particolare attenzione al momento della prima colazione.

Altro aspetto fondamentale per caratterizzare il *B&B* è sempre stata la costante focalizzazione sull'attività di produzione di agrumi dei proprietari. Gli ospiti vengono incoraggiati alla visita dell'agrumeto e, nel 2005, viene restaurato un annesso agricolo che diventa La Dependance, piccolissima casetta con 4 posti letto che, pur non facendo parte del *B&B*, ne è gioco-forza collegata. Il gradimento della clientela è tale che, nelle intenzioni dei proprietari, il *B&B* dovrebbe trasferirsi proprio in questo sito.

I servizi principali offerti dalla struttura sono l'alloggio e la ristorazione. In più si effettuano servizi di lavanderia e altri servizi accessori come l'uso gratuito della lavanderia per lavaggi a mano e in lavatrice, la rete internet adsl *wi-fi* in tutta la casa, uso biciclette, ombrelloni, accessori da spiaggia e frigo portatile per la spiaggia, collegamenti con le varie strutture ricreative del territorio come maneggi, noleggio natanti, *quad* ecc, guide escursionistiche, palestre ecc.

La ristorazione fornita al turista è limitata alla prima colazione. Consiste in cappuccino, caffè, latte di diversa natura, succhi di frutta, in stagione succo fresco d'arancia e agrumi e frutta della casa, altra frutta fresca, selezione di tè e tisane, yogurt, burro, pane fresco, pane tipico regionale carta da musica, marmellate e gelatine di agrumi della casa, altre marmellate monodose, selezione di mieli sardi, salumi e formaggi affettati (specie in presenza di ospiti stranieri), biscotti e merendine confezionati, fette biscottate, cereali.

Ogni giorno, inoltre, viene presentata una preparazione casalinga come torte di vari tipi, crostate agli agrumi della casa, *pancakes*, *muffins*, *plumcakes*, *croissant*. Si cambia la ricetta giornaliera del dolce fatto in casa se l'ospite soggiorna per più giorni in modo da presentare ogni giorno qualcosa di diverso. A richiesta uova, toast, prodotti dietetici, privi di glutine ecc. Costante attenzione verso i prodotti locali, più raramente, per ragioni di buon assortimento, verso quelli industriali. Il sistema degli impianti è assolutamente casalingo, nel rispetto della tipologia della struttura ricettiva.

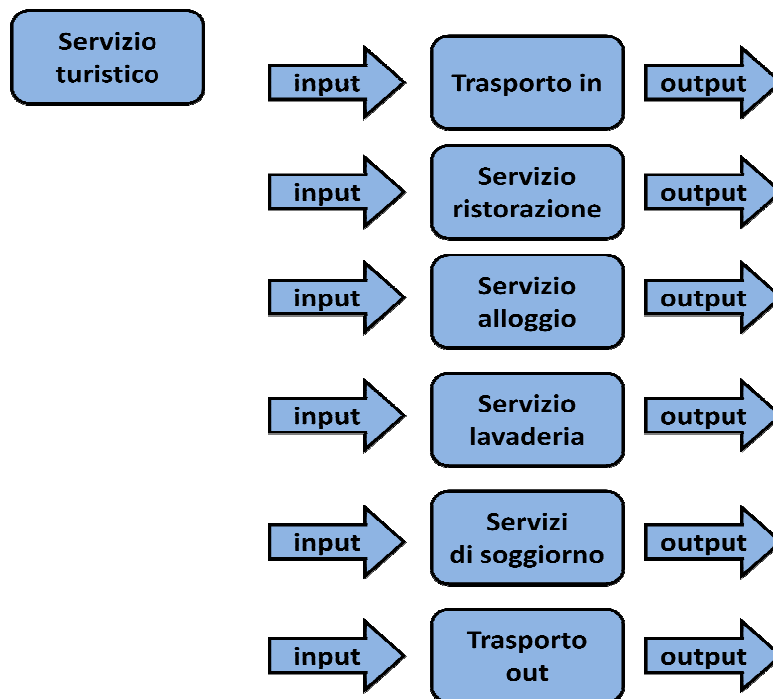
Nelle attività del servizio lavanderia è compresa attualmente la biancheria lavata e stirata in sede sia per ragioni di risparmio economico sia per altri motivi legati all'insoddisfacente servizio delle ditte specializzate (stiratura approssimativa, lavaggi aggressivi ma spesso non perfetti ecc.).

In tutte le aree della struttura (sia interne sia esterne) è praticata la raccolta differenziata del rifiuto con gli appositi contenitori apposti all'interno delle stanze, negli spazi interni comuni e in giardino.

La casa è provvista di pannelli solari per l'acqua calda sanitaria e di un impianto fotovoltaico per la produzione di energia elettrica che coprono il fabbisogno energetico necessario al lavaggio della biancheria senza aggravio di costi.

Il consumo dell'elettricità imputabile al B&B riguarda l'uso delle normali dotazioni presenti negli alloggi, compresi i climatizzatori indispensabili in stagione per le alte temperature tipiche della località. In definitiva, è possibile schematizzare il processo di erogazione dei servizi forniti nel modo seguente:

Fig. 4.1: schema delle attività di un servizio turistico



Fonte: rivisitazione propria.

Tutte le fasi della schematizzazione del processo del servizio generano degli input e degli output, in termini ambientali ed economici.

Secondo Middleton (1989), l'esperienza turistica inizia generalmente, subito dopo un processo di informazione acquisizione, con una fase di prenotazione (fase esclusa in questa analisi). Prima della partenza, vengono svolte una serie di attività di prepartenza come, ad esempio vaccinazioni, l'acquisto o la locazione di beni - ad esempio gli abiti - per la vacanza, in questo caso verrà presa in considerazione il

noleggio auto per la fase di trasporto che comprende tutti i movimenti effettuati da turisti di partenza per il loro ritorno.

A destinazione, il servizio di alloggi per una o più notti, ristoranti offrono servizi di ristorazione e le imprese per il tempo libero offrono attività turistiche. I servizi pubblici e le altre servizi di supporto deve essere considerato parte dell'esperienza turistica. dopo il ritorno a casa, una fase finale comprende tutte le attività per riavviare la vita di tutti i giorni. Tutti questi soggetti producono “componenti” del prodotto turistico.

Se il sistema è ben definito e dettagliato, si ottiene un grado di specificità alto ed è possibile delineare i confini del sistema utilizzabili nell'analisi. All'interno dei confini e a uno o più singoli processi vanno imputati i seguenti elementi:

1. Tutto ciò che può essere classificato come materiali di consumo e servizi necessari per gestire l'azienda. In questa classe di prodotto è possibile far rientrare saponi e beni di consumo per la persona, disponibili nelle camere e direttamente consumate o utilizzate dal cliente.
2. Materiali di consumo di supporto all'attività, come ad esempio i prodotti per la pulizia degli edifici, l'energia e la quantità di acqua impiegata (sia in termini di acqua consumata sia in termini di trattamento delle acque) e i rifiuti di qualsiasi genere originati dalle attività.
3. I beni non di consumo, mobili, arredi ed elettrodomestici
4. Tutto ciò ricompreso nell'organizzazione.

La domanda spontanea di un albergatore in questo caso potrebbe essere intuitivamente perché dovrebbe preoccuparsi di tutti gli “assemblatori” del prodotto della sua filiera. La risposta è riconducibile proprio al concetto di filiera e al principio di responsabilità estesa del produttore (De Camillis et al. 2011), in quanto tutti gli attori di filiera sono responsabili dell'operato degli attori a monte a valle. (Tapper & Font, 2004).

La tipologia di clientela

Dalle analisi di settore svolte da diverse associazioni, a livello nazionale emerge una realtà frammentata ma in fase di sviluppo di questa attività economica, con un insieme di attori di sistema che spesso si muovono in modo disgiunto. Il Touring

Club Italiano, attraverso l'Osservatorio specifico sulla categoria, nato nel 2002, ha rilevato come il fenomeno sia in grande crescita, analizzando due principali categorie di stakeholder tra quelle con le maggiori aspettative: i clienti che fruiscono del servizio e i residenti della comunità locale (Arcese et al. 2011; Touring club 2010).

La zona geografica di riferimento conta attualmente soltanto 18 strutture ricettive catalogate come B&B. Per queste strutture i potenziali clienti possono essere raccolti in quattro categorie distinte:

1. Turisti che ricercano un trattamento familiare, interessati a conoscere il territorio e gli aspetti della vita dei residenti sentendosi più simili a questi;
2. Turisti attenti alla soluzione più economica;
3. Turisti che si spostano per affari e visitatori che sono coinvolti in attività lavorative sul territorio (ovviamente questa categoria è tanto più numerosa quanto maggiori sono le attività presenti sul territorio per periodi diversi; i rappresentanti di commercio e i consulenti sono le tipologie di clienti maggiormente presenti in questa classe);
4. Turisti di passaggio non intenzionati a fermarsi più giorni e interessati ad un solo pernottamento.

I clienti della struttura ricettiva presa in analisi sono in prevalenza, 45% circa, di nazionalità italiana provenienti dalle regioni del nord, in prevalenza ovest, il più alto numero di arrivi proviene da Milano o Torino.

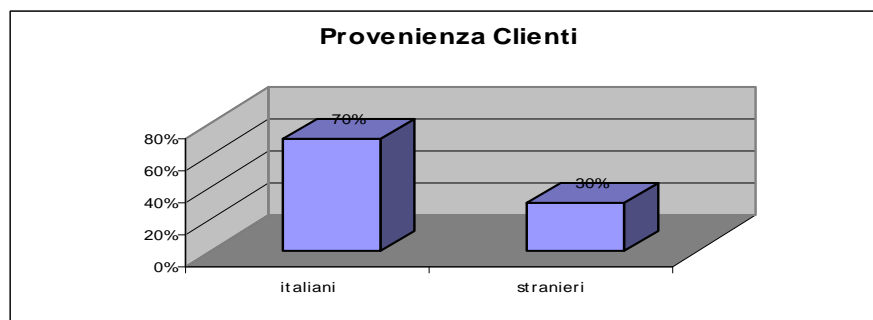
Tale tipologia di clientela, solitamente predilige per l'arrivo in Sardegna, il trasporto in nave e resta per soggiorni medi di 10-15 giorni, periodo che giustifica il maggior tempo occorrente rispetto all'arrivo in aereo. La tratta più frequentata è la Genova-Olbia, seguita dalla tratta Livorno-Olbia e Genova-Porto Torres.

I collegamenti via mare, con partenza da Genova, Savona, Livorno, Piombino, Civitavecchia, verso Cagliari, Porto Torres, Olbia, Golfo Aranci (Olbia), Arbatax, sono operati da quasi tutte le principali compagnie in periodi di alta stagione²⁵.

Per poi percorrere circa 235 chilometri prima di raggiungere la località di destinazione, e da un minimo di due ore ed un massimo di 3, secondo il porto di provenienza.

Fig. 4.2: Nazionalità della clientela nell'anno 2012.

²⁵ Grimaldi, Corsica Ferries, Tirrenia, Moby.



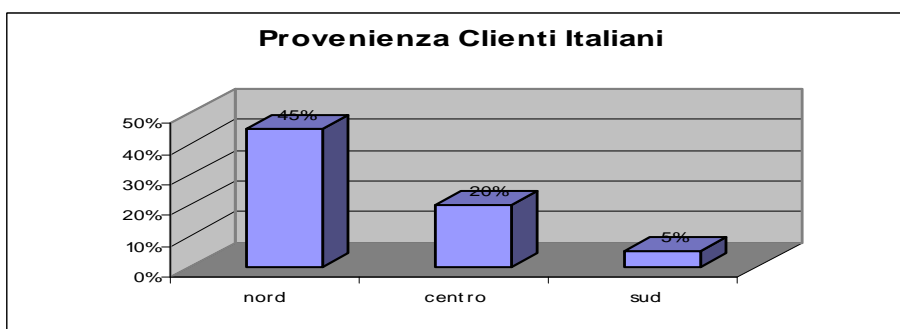
Fonte: rielaborazione propria

Per i soggiorni più brevi viene privilegiato il viaggio in aereo e il noleggio auto a Cagliari o, più raramente a Olbia. Collegamenti dagli aeroporti italiani per Cagliari, Olbia, Alghero Tortoli. Tra le compagnie: Alitalia, Air One, Meridiana. Tra i voli low cost, quelli di Ryanair e Easyjet.

Spesso l'auto noleggiata in uno di questi due aeroporti viene poi restituita nell'altro, a dimostrazione del carattere itinerante del turismo del cliente tipo e, in secondo luogo per comodità economiche e di orario.

Negli ultimi 2 anni si è notato un incremento notevole della formula viaggio aereo e noleggio auto in aeroporto (spesso con spedizione del bagaglio, non consentito dalle linee aeree, tramite corriere) sia per gli ospiti italiani che per quelli stranieri.

Fig. 4.3: Distribuzione Geografica della clientela nazionale nell'anno 2012.

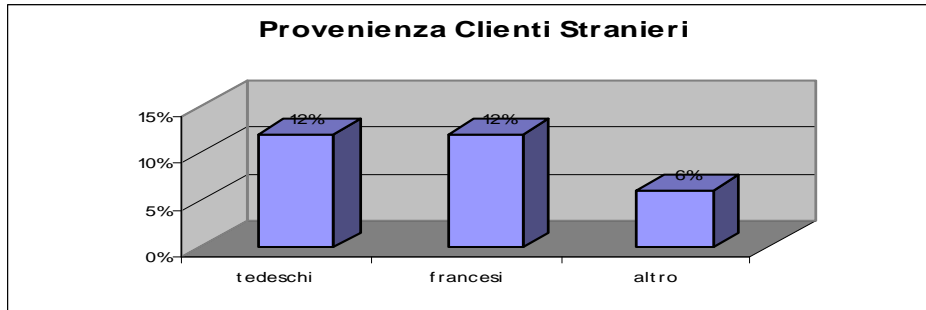


Fonte: rielaborazione propria

Il 25% circa degli ospiti proviene prevalentemente dalle restanti regioni italiane a nord di Roma. Pochissimi romani e del sud. Il restante 30% è costituito da stranieri, tedeschi e francesi soprattutto. Pochissimi spagnoli al contrario dei primi 8, 9 anni di attività, mutamenti riconducibili alle strategie di rotta delle compagnie aeree low

cost. Negli ultimi 2 anni è aumentata la presenza di austriaci, svizzeri, belgi e inglesi. Gli stranieri prediligono decisamente la formula aereo + noleggio auto.

Fig. 4.4: Distribuzione Geografica della clientela internazionale nell'anno 2012.



Fonte: rielaborazione propria.

I clienti sono, in molti casi, clienti abituali, e che soggiornano in coppia. Gli indici di valutazione del gradimento del servizio è ottimo.

Spostamenti sul luogo e servizi fruibili

Il paese vanta circa 30 km di spiagge, quelle strettamente connesse alla sua area, la prima delle quali è a 3 km circa dal centro abitato. Gli spostamenti degli ospiti riguardano in massima parte il raggiungimento delle stesse. Un altro degli slogan del B&B è “Una spiaggia diversa ogni giorno”. Altri spostamenti allo scopo di raggiungere i ristoranti della zona, paesi del Sarrabus e costa e spesso la città, Cagliari, che dista 70 km. circa, 1 h di percorrenza con 3 diversi percorsi: vecchia Orientale, nuova Orientale e litoranea di Villasimius. Specie nella bassa stagione si incoraggiano le esplorazioni verso l'interno dell'isola, apprezzate soprattutto dalla fascia di turisti più colti e consapevoli, quasi sempre stranieri, in cerca di archeologia e escursionismo. Durante l'alta stagione il turista partecipa alle varie manifestazioni promosse da Comune, enti e associazioni varie come sagre, cortes apertas, mostre ecc.

Impostazione dell'analisi LCA

Alla luce di quanto emerso dall'analisi generale della struttura e del territorio circostante è possibile stabilire nel dettaglio i singoli input e output imputabili ad ogni processo dell'erogazione del servizio turistico schematizzato nella figura 4.1. Come specificato nel paragrafo concernente lo studio delle analisi LCA già svolte

per il settore e presenti in bibliografia, l'approccio di analisi più adatto a questa tipologia di studi è quello modulare. Esso consente la valutazione dei singoli processi e degli impatti totali del servizio attraverso la somma degli stessi.

Questo accade principalmente per ragioni metodologiche, in quanto, per le analisi sui prodotti è molto più semplice schematizzare flussi e scambi tra processi poiché sono flussi di materia, nel caso dei servizi, il collegamento tra gli stessi non è così ovvio e intuitivo.

L'obiettivo dello studio è quantificare l'impatto ambientale delle attività condotto dal cliente nell'intervallo di tempo completo di fruizione dei relativi servizi turistici di una vacanza in una struttura specifica, in questo caso, la struttura ricettiva presa in analisi. Di conseguenza, tra gli obiettivi dell'analisi viene inclusa l'identificazione degli eventuali punti critici e progettare le relative strategie per ridurre gli impatti.

Scopo dell'analisi: Tra le varie lacune nelle analisi LCA svolte per il settore turistico, spesso viene evidenziata la mancanza di definizione dell'unità funzionale analizzata. Essendo il sistema analizzato caratterizzato dal servizio. L'unità funzionale stabilita è un'unità temporale.

Unità Funzionale: Il servizio preso in considerazione è un soggiorno di 10 giorni, scelto sulla base del tempo medio di permanenza nella struttura del tipo di cliente nel periodo di alta stagione. Dai dati rilevati nel territorio, si è infatti verificato che, il maggior numero di clienti resta per vacanze che vanno dai 7 ai 14 e nello specifico della struttura analizzata il periodo può essere assimilato. I clienti della struttura, inoltre, tendono ad essere fidelizzate e a ripetere la stessa vacanza per più anni consecutivi. Ciò aiuta a rilevarne il profilo.

Confini del sistema: nella definizione del sistema sono stati delineati i confini, prendendo in considerazione il periodo di permanenza del turista nella struttura (arrivo nella struttura, permanenza, fine della permanenza e partenza del visitatore). Per ogni fase, sono stati considerati i seguenti processi (Castellani e Sala, 2012):

Trasporto nelle diverse possibili formule:

- trasporto con nave + auto

- trasporto con aereo + auto

Soggiorno:

- ristorazione relativa alla prima colazione
- lavaggio biancheria e struttura
- consumo di elettricità
- consumo di acqua
- trasferimenti per le escursioni e le attività accessorie (- trasporto con auto)

Cut off: viene esclusa in questa fase di analisi l'impatto ambientale della costruzione dell'edificio, in quanto la struttura viene e non vengono considerati gli impatti relativi alle strutture visitate nel periodo di soggiorno (come ad esempio musei o beni culturali, spiagge ect.). Non vengono imputati i costi di produzione e manutenzione degli elettrodomestici.

Qualità dei dati: I dati di inventario sono stati ricavati da molteplici fonti:

- dati primari provenienti direttamente dalle bollette di acqua, energia elettrica e gas, rifiuti e interviste attraverso questionari dirette sia al personale della struttura sia ai clienti;
- dati secondari provenienti da analisi del settore che interagiscono col sistema (trasporto, turismo, ristorazione e servizi lavanderia) banche dati specifiche per le analisi LCA, tra cui Ecoinvent, banche dati del software utilizzate per la modellizzazione dell'inventario, e altri documenti esterni.

Data la particolarità del caso studiato, è stato necessario adattare le metodologie esistenti per poter valutare gli aspetti peculiari dell'unità funzionale considerata. L'adattamento risiede in particolar modo nelle **procedure di allocazione** delle risorse considerate.

Il problema dell'allocazione, infatti, può essere uno dei principali limiti dell'analisi LCA, in questo particolare caso di applicazione, avendo a disposizione una grande quantità di dati, principalmente derivanti da fonti primarie, la procedura di allocazione è stata risolta imputando ai singoli processi tutte le fasi e sotto-fasi, componenti e risorse direttamente in sede di mappatura del processo e di

conseguenza la porzione di impatto attribuibile ad ogni singolo processo e pressoché automatica (come si nota nell'applicazione).

Nelle procedure di allocazione inoltre, si è utilizzata l'allocazione di massa, ossia l'imputazione di tutti gli input e gli output dei processi in base all'unità di misura di massa corrispondente. Contemporaneamente, è stata eseguita dove possibile, l'allocazione economica, utilizzata per verificare il costo ambientale in termini monetari.

Metodo di valutazione degli impatti ambientali : i dati raccolti sono stati valutati secondo le diverse metodologie: Eco-indicator 99 e l'EDIP 97 utilizzando gli indicatori del CML ma considerando aspetti particolare che nella valutazione di un servizio turistico bisogna tenere in considerazione, integrando il portafoglio di indicatori presenti nelle metodologie di valutazione.

Strumenti di supporto utilizzati: a supporto dell'analisi viene utilizzato il software per analisi di sostenibilità GaBi nella sua versione 5.0 (ultima versione ideata) della PE International ed ideato in origine dalla University of Stuttgart. Il software si serve di un pacchetto di database aggiornati al 2011 ed è specifico per applicazioni a prodotti e servizi specifici ed ideale per migliorare le performance di sostenibilità. Si precisa però, che il software è stato utilizzato solo in parte nella fase di valutazione degli impatti e per l'ausilio delle banche dati disponibili in esso per i dati mancanti. Per tutto le altre fasi sono stati predisposti dei foglio di lavoro attraverso il programmi di calcolo come Excel per la redazione dei fogli raccolta dati e per la compilazione delle voci di Life Cycle Inventory.

Limiti e assunzioni teoriche

Lo studio rappresenta un'altissima specificità e personalizzazione che pochi casi studiati in letteratura contengono per l'alto numero di dati primari.

Lo studio della fruizione, infatti, del servizio è di raro reperimento in bibliografia e per la particolarità del servizio stesso (Servizio di Soggiorno in un Bed & Breakfast), è stato necessario creare numerosi processi ad hoc che non comparivano di default nei software e nelle banche date, avendo in questo modo, difficoltà connesse allo studio del sistema e un più alto grado di incertezza nell'elaborazione dei dati e di conseguenza nell'attendibilità degli indicatori. Del resto, è ulteriormente opportuno precisare che, per ciò che concerne i processi riconducibili ad altri settori, sono stati

opportunamente analizzati isolatamente e con l'ausilio degli studi presenti in bibliografia (come per i processi di trasporto e per i processi legati alla prodotto alimentari) per verificarne l'attendibilità dei risultati.

Rappresentazione delle attività: attraverso la sintesi dei processi tramite schema a blocchi, è possibile analizzare i singoli processi e i relativi input e output come di seguito rappresentati.

Analisi degli impatti relativi alle attività di spostamento

Nelle analisi di impatto ambientale di una struttura ricettiva, normalmente non si tiene conto dei movimenti dell'ipotetico cliente/viaggiatore, in quanto l'attività di trasporto non è direttamente imputabile alla struttura. Nelle analisi sul servizio erogato invece, seppur non direttamente controllata e dipendente dalle attività messe in atto dalle strutture ricettive bisogna tener conto degli spostamenti che il turista compie per poter fruire del servizio "vacanza".

Il trasporto inoltre, com'è noto, è tra le attività che registra i carichi ambientali più gravi, e proprio per questo deve essere esaminato e sommato all'impatto ambientale dell'unità funzionale di riferimento.

Secondo l'approccio modulare adottato, possiamo considerare il modulo "trasporto" come un modulo a se stante per poi sommare i carichi ambientali di esso al peso complessivo degli impatti.

Per questo modulo di analisi sono stati simulati i possibili scenari in base ai quali i clienti raggiungono la località di riferimento e allo stesso tempo sono stati simulati anche gli scenari degli spostamenti che i turisti fanno nel periodo di vacanza (dieci giorni come da unità funzionale).

Dall'analisi della clientela è possibile identificare gli spostamenti di arrivo in base alla località di origine e assumere che il tragitto è speculare per la partenza e il ritorno a casa.

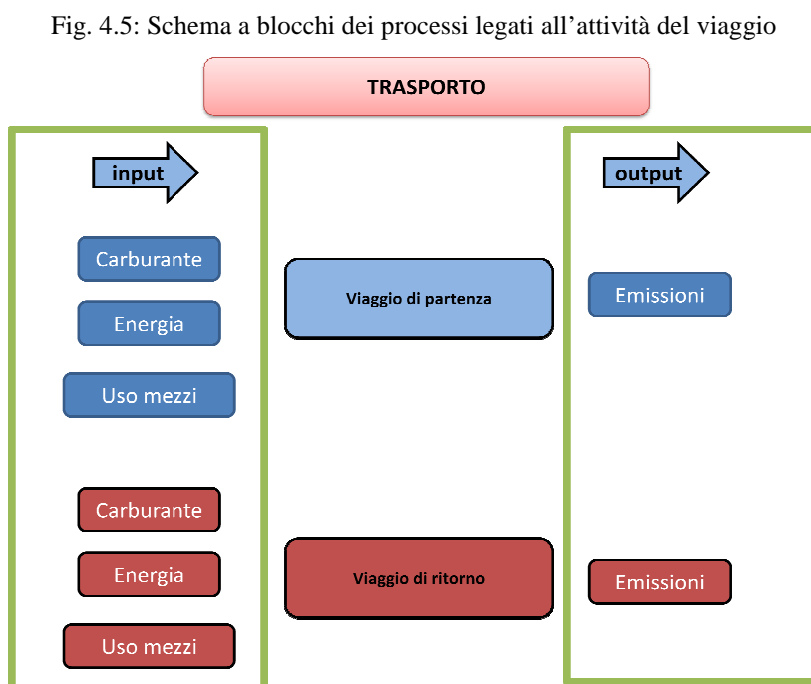
Per i soggiorni di più di sette giorni i clienti provenienti dall'Italia Settentrionale, prediligono il trasporto marittimo e solitamente utilizzano la tratta Genova – Olbia (586 Km circa), a seguire come ordine di preferenza possono utilizzare le tratte Livorno – Olbia (313 Km circa) e, per una minima parte, Genova - Porto Torres (613 Km circa). Per il residuo tragitto dal Porto di arrivo a destinazione utilizzano

l'automobile per una distanza che ammonta da Olbia a circa 235 Km. Questa forma di trasporto combinato è identificabile come Scenario 1 in cui i chilometri medi ammontano a 498,33.

La stessa tipologia di cliente può scegliere di utilizzare l'aereo per raggiungere l'isola e proseguire con una macchina a noleggio. In questo caso le rotte privilegiate sono la Milano-Cagliari e la Roma-Cagliari, e il proseguimento in auto dista circa 70 Km. Questa forma di trasporto combinato è identificabile come Scenario 2 in cui i chilometri percorsi in aereo ammontano a 719,5.

Infine, considerando i turisti stranieri sono stati presi in considerazione gli aeroporti delle capitali delle due nazione di principale provenienza (Francia e Germania) e le rispettive rotte aeree; anche questo target giunto a Cagliari noleggia l'auto (Scenario 3). Inoltre si stima, in base all'analisi dell'origine della clientela che lo Scenario 1 incida per il 70% e lo Scenario 2 per il 30%.

Assumendo che il tragitto sia lo stesso per le operazioni di andata e ritorno, lo schema a blocchi di riferimento è quindi il seguente:



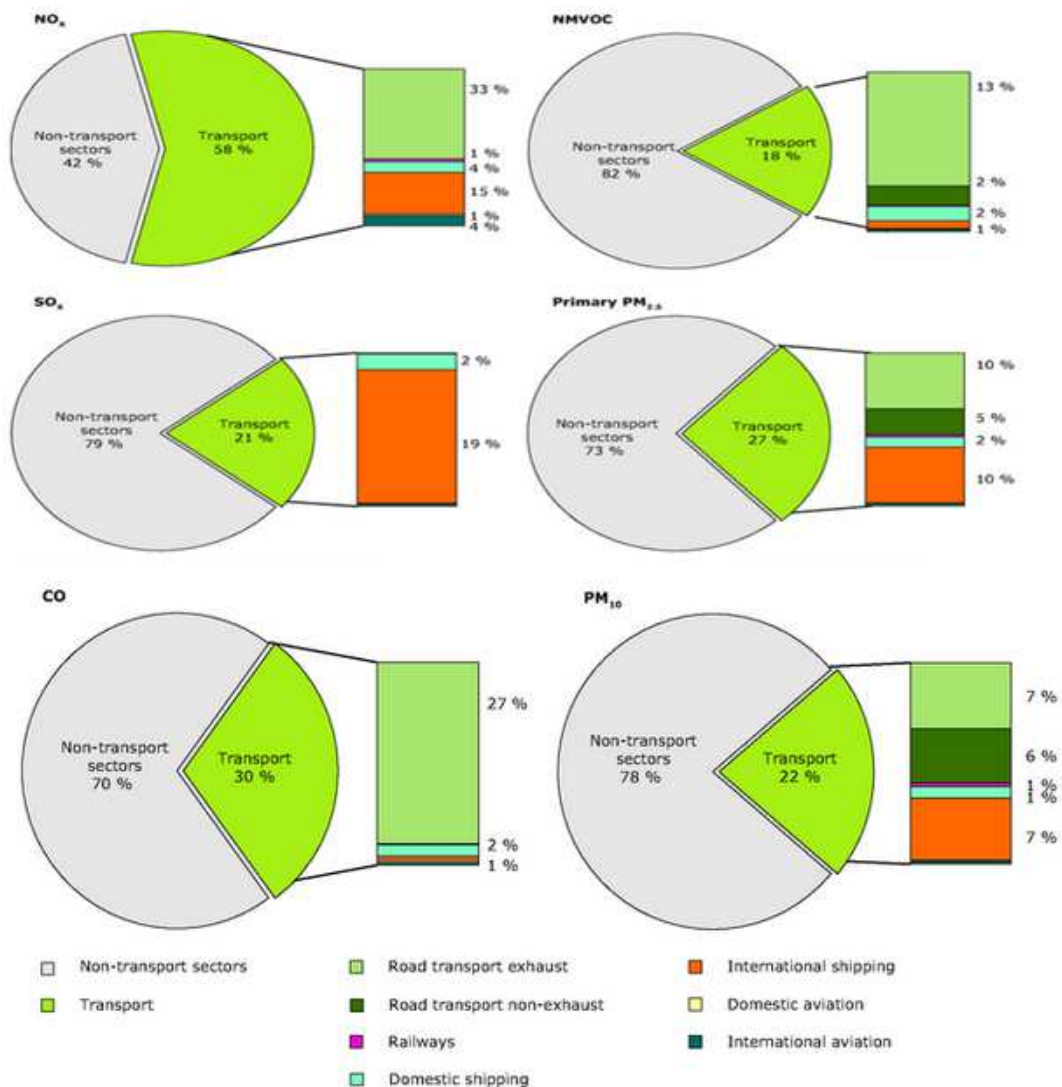
Fonte: rielaborazione propria.

Si ipotizza, inoltre, che l'automobile noleggiata sia alimentata a benzina e in riferimento alle normative vigenti sia di classe Euro 4. I dati analizzati per questa tipologia di veicolo sono presenti nei database di Ecoinvent. Per i valori di emissione

sono stati utilizzati i riferimenti normativi in merito CO₂, NO_x, NMVOC e le statistiche di riferimento in merito alle emissioni di Metano, SO₂, PM₁₀ e PM_{2,5}.

Dai dati forniti dall'European Environment Agency²⁶ è possibile osservare l'impatto del settore trasporto e reperire informazioni utili all'analisi. Dai *databases* si evince, infatti, il contributo del settore del trasporto all'inquinamento globale come il settore ad impatto principale. Dall'elaborazione di questi dati per il caso studio analizzato, si evince che il trasporto su strada è quello a maggiore emissione di NO_x, NMVOC, Co, Pm₁₀ e Pm_{2,5} ad eccezione per i SO_x in cui il trasporto marittimo a valori più alti del delle altre modalità.

Fig. 4.6: Schema a blocchi dei processi legati all'attività del viaggio

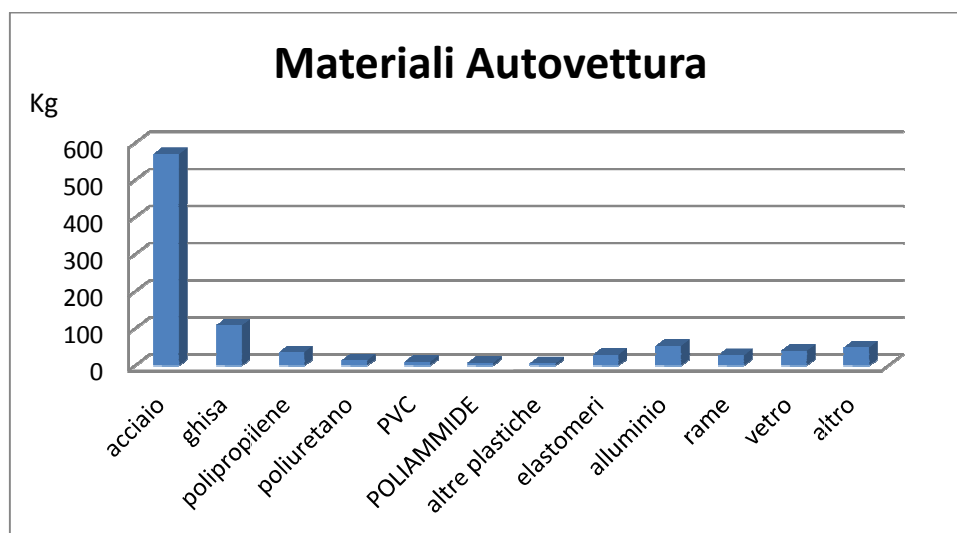


Fonte: European Environment Agency, 2011

²⁶ <http://www.eea.europa.eu>

Sulla base di analisi presenti nelle banche dati, si considera come automobile con cui si percorre il tragitto complessivo medio una autovettura di produzione italiana del peso complessivo di 980 Kg. Da fonte Enea, si ricava l'analisi LCA dell'impatto della produzione dell'automobile²⁷ (Enea, 2000).

Fig. 4.7: Composizione Autovettura utilizzata per il trasporto su strada



Fonte: European Environment Agency, 2011

Se viene considerata la vita utile dell'auto esauribile in 10 anni e si stima che percorra una totalità totale di 150.000 Km secondo l'Eco Indicator 99 si ottengono le tre categorie di impatto maggiore: HUMAN HEALTH pari a 0,00325 DALY (ossia la percentuale di danno attribuibile ad una malattia o un danno alla salute umana provocato in termini di anni di vita persi) e dovuto principalmente alla categoria di emissioni SO₂ relativa alla fase di produzione dell'acciaio.

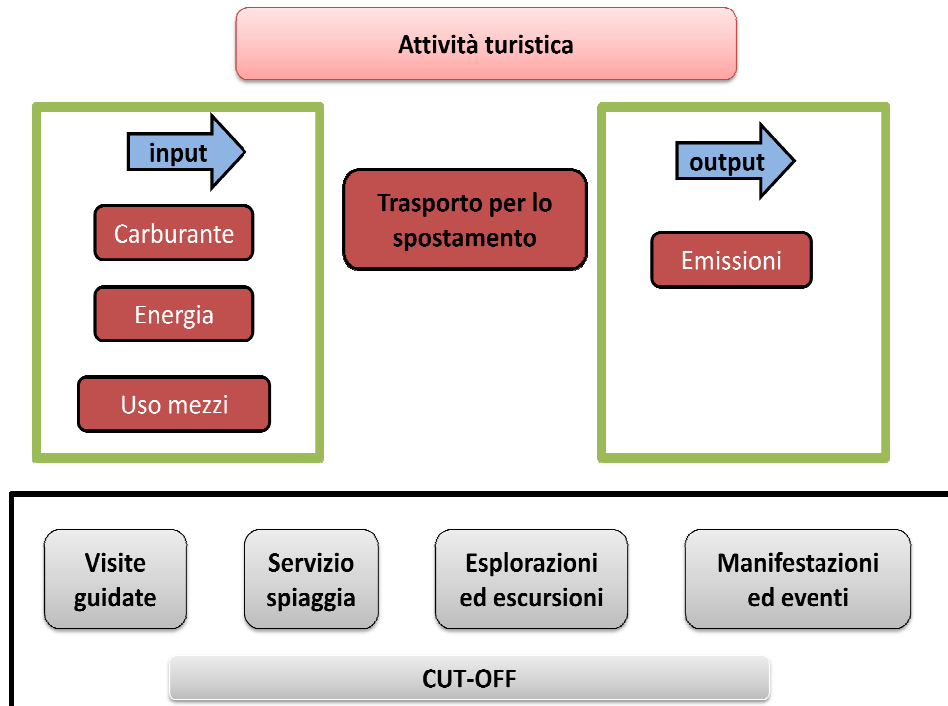
Per la categoria di impatto ECOSYSTEM QUALITY, che valuta il danno sull'ecosistema provocato dal processo analizzato, è pari a 830 m²y ed è dovuto all'estrazione della materia prima acciaio. Infine per la categoria di danno RESOURCES si ha un Mj Surplus pari 4401 dovuto al risorse non rinnovabili.

Per valutare l'impatto dell'utilizzo dell'autovettura, bisogna, nel caso del servizio di soggiorno preso in considerazione analizzare anche gli spostamenti che il turista compie durante il suo periodo di soggiorno sul posto (come descritto in precedenza).

²⁷ Sassi D., 2000. Analisi del ciclo di vita dell'automobile. Documento Enea PROT-P35-010.

Per poter far ciò, bisogna analizzare il processo di soggiorno che è stato chiamato “attività turistica”, da cui però sono state escluse le attività evidenziate come cut-off nella figura 4.8.

Fig. 4.8: Schema a blocchi dei processi legati all’attività turistica svolta sul luogo della vacanza



Fonte: rielaborazione propria

Per il consumo di carburante, considerando l’alimentazione della vettura a benzina, la categoria più colpita è RESOURCES per il pesante consumo di carburante. Per Km complessivi stimati per tutto il tragitto pari a 307,6 Km, risultante dalla media delle possibili distanze di arrivo (porto o aeroporto) e sommando il tragitto percorso durante la vacanza considerando che il turista compie tutti gli spostamenti verso le zone limitrofe e le spiagge. Se consideriamo l’effetto sul territorio circostante del consumo di carburante da trasporto passeggeri per gli autoveicoli, questo dato è dimostrato anche dall’European Environment Agency nella quantificazione della percentuale di NO₂ e PM₁₀ nell’aria ad altra concentrazione di traffico. Territori però, in termini di densità di traffico, non paragonabili al territorio preso in considerazione. La quantità di CO₂ prodotta invece nei chilometri percorsi è pari a 40 Kg per un’auto media di produzione italiana secondo i database Europei²⁸.

²⁸ www.carbonfootprint.com

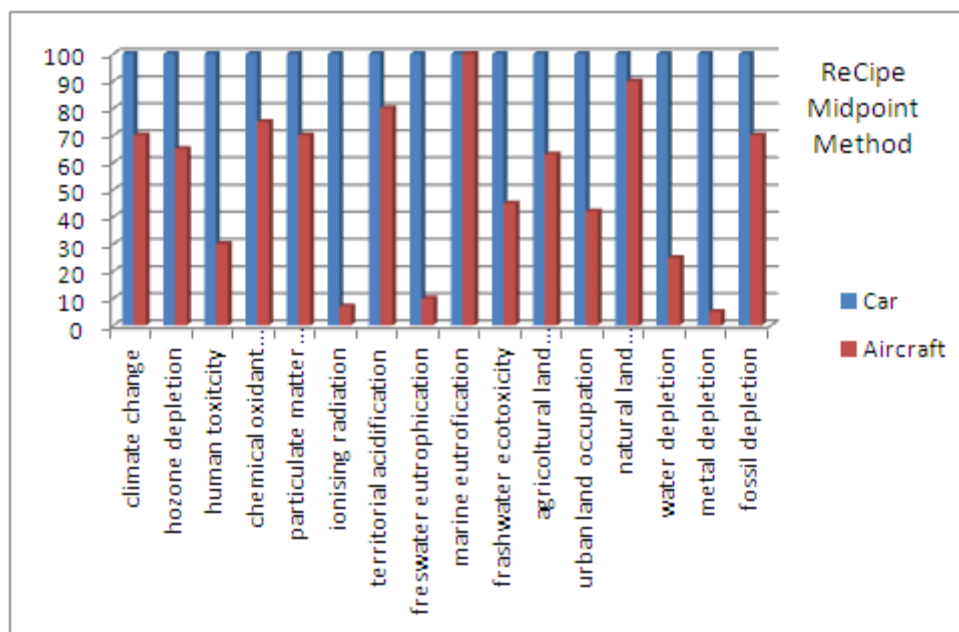
In termini di quantità di CO₂ consumata con il tragitto attraverso le tratte aeree e l'arrivo via mare, si ottengono i seguenti risultati:

Il **Global Warming Potential**, ossia il contributo all'effetto serra dato da una emissione gassosa in atmosfera. Tutte le molecole hanno un potenziale relativo alla molecola di CO₂, il cui potenziale è 1 e fa da riferimento, in base ai fattori di conversione forniti dal protocollo IPPC (2007). Ogni valore di GWP è calcolato in base al percorso medio stimato sull'unità funzionale.

Per i voli internazionali si ha un impatto GWP_{medio} relativo alle tratte di andata e ritorno pari a 265 Kg. di CO₂ eq. e per i voli nazionali si ha un GWP_{medio} pari a 110 Kg. di CO₂ eq.

Inoltre, un recente studio condotto per un lavoro di tesi di dottorato in ingegneria aerospaziale dell'Università Tecnica di Lisbona (João Vasco de Oliveira Fernandes Lopes, 2010) a messo in luce come gli impatti dell'aviazione come settore in generale sull'intero ecosistema ma anche la forte incidenza sulle emissioni delle forze radioattive e della radiazione ultravioletta. Secondo la caratterizzazione eseguita con il MidPoint Method ReCiPe presente sul software Gabi 5 è possibile comparare gli impatti delle tre categorie di veicoli (aereo, nave e auto) da ciò si ottiene:

Fig. 4.9: Caratterizzazione impatti. ReCiPe MidPoint Method.



Fonte: Propria elaborazione sulla base delle banche dati Ecoinvent e Gabi Database con rif. a (João Vasco de Oliveira Fernandes Lopes, 2010)

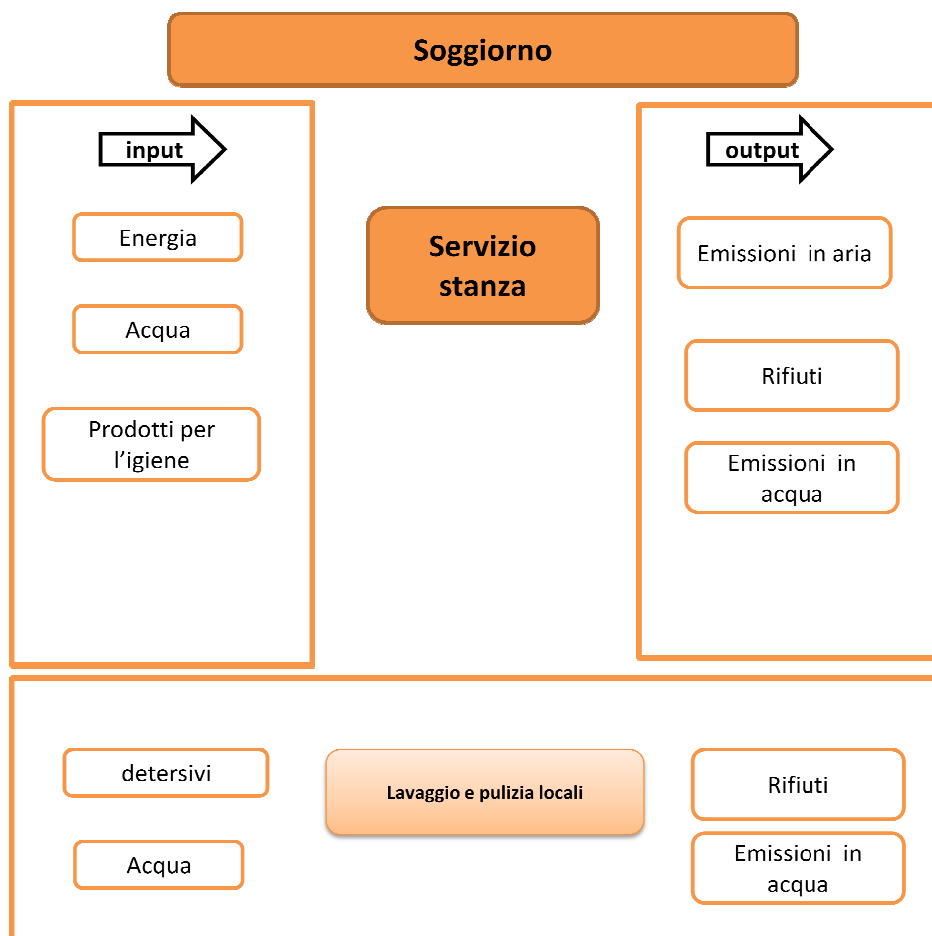
Di più difficile reperimento sono i dati relativi al trasporto marittimo ma si conoscono da fonti bibliografiche alcune pubblicazioni relative all'impatto ambientale del settore marittimo in cui appositi strumenti di calcolo dimostrano un impatto ambientale generale più basso del settore del trasporto su strada.

Analisi degli impatti direttamente imputabili alla struttura

Nell'analisi relativa alle attività che vengono svolte nella struttura sono state considerate il soggiorno nella struttura, catalogato come servizio stanza, il servizio ristorazione relativo alla prima colazione fornita dalla struttura e il servizio lavanderia, utilizzato sia dai proprietari sia messo a disposizione come servizio accessorio fruibile gratuitamente dagli ospiti.

Per c'è che concerne il servizio stanza gli input e gli output sono schematizzabili come in Figura 4.10.

Fig. 4.10: Schema a blocchi relativo alle attività legate al soggiorno



Fonte: rielaborazione propria.

Considerando nella LCA semplificata con approccio modulare il servizio di soggiorno come modulo sono stati tenuti in considerazione i dati primari raccolti in sede: dispositivi elettrici a disposizione nelle stanze, ampiezza delle stanze, tipologia di sapone messo a disposizione (prodotti per l'igiene e sapone monouso), ipotesi di utilizzo da parte del cliente tipo. Tra i dispositivi sono presenti: phon, minifrigo, Tv color 19 pollici e climatizzatori. La pulizia dei locali è a carico della struttura ed è stata imputata allo stesso modulo come servizio incluso (come in fig. 4.10). I dati di input sono stati ottenuti interamente da fonte primaria (bollette, schede tecniche degli elettrodomestici, classificazione energetica e quantità di acqua necessaria). I dati di output da Banche dati Ecoinvent e Gabi. I calcoli sono stati effettuati considerando il periodo di alta stagione, ipotizzando che la struttura sia al completo (3 stanze doppie in uso a 6 persone).

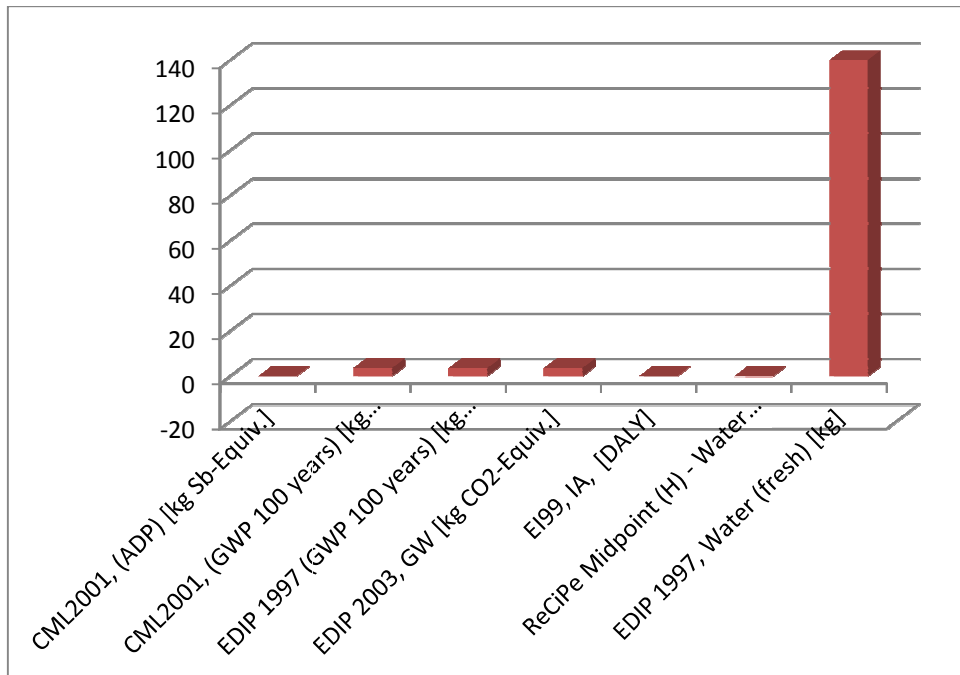
L'energia elettrica imputabile all'attività di una stanza per un periodo di 10 giorni è pari a: *consumo energetico giornaliero stimato per ogni stanza* moltiplicato il numero di *giorni di permanenza* con utilizzo di tutti gli elettrodomestici (corrispondente a 47,26 kWh). Il consumo di acqua necessario viene stimato in relazione al flusso dei rubinetti ritenuto inferiore ai 9 l/min e il riscaldamento dell'acqua non rientra nel consumo energetico suddetto in quanto grava sull'impianto alimentato con pannello solare termico a circolazione forzata.

L'ammontare delle relative emissioni sono state calcolate in base al mix energetico nazionale complementare di riferimento fornito secondo il Decreto del Ministero dello Sviluppo Economico del 31 luglio 2009. L'apporto di CO₂ eq. corrispondente è circa 30,72 Kg. Non viene conteggiato l'apporto tramite fonte solare, in quanto in termini di CO₂ ha impatto zero.

Il consumo di acqua complessivo imputabile al modulo in analisi corrisponde a 1400 litri per 10 giorni ed infine i prodotti per l'igiene personale hanno un ammontare minimo in riferimento e non vengono per questo considerati nel computo in quanto l'ADP (Abiotic Depletion) secondo il CML2001 è irrisorio. Per lo stesso CML invece, ma anche per EDIP2003 ed Eco-Indicatore 99 risultano rilevanti le emissioni in atmosfera e per ReCiPe Midpoint l'indice Water Depletion.

Nella fase di caratterizzazione si rivela in particolare:

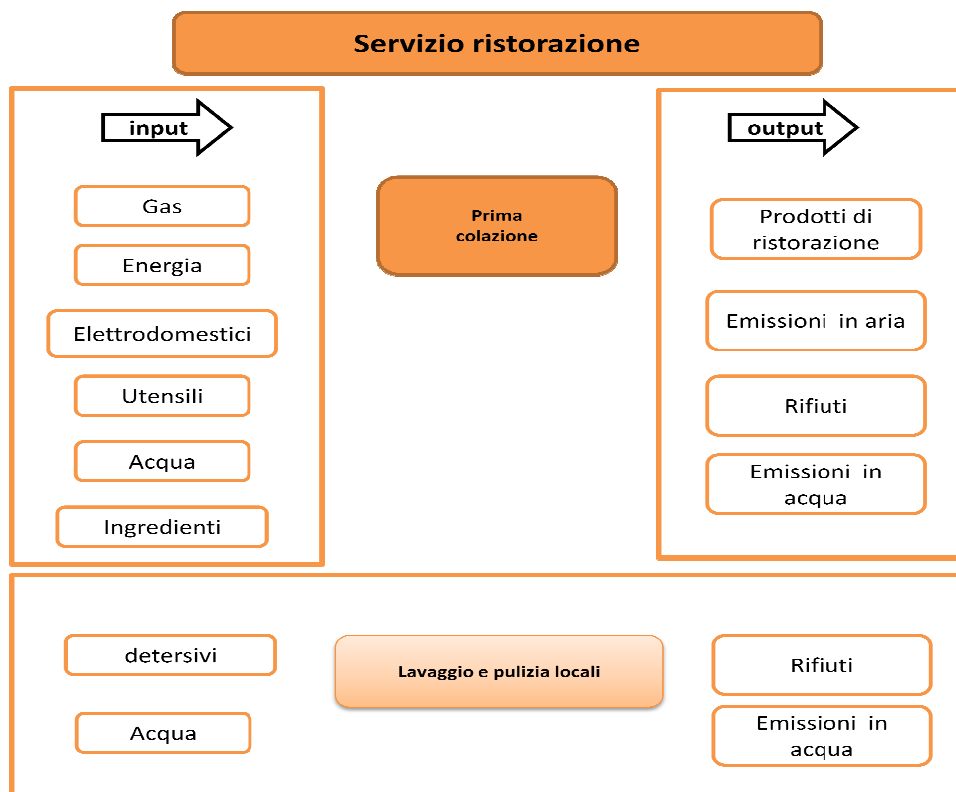
Fig. 4.11:Caratterizzazione per il “processo : servizio soggiorno”



Fonte: elaborazione propria tramite Gabi 5

I vari metodi a confronto dimostrano che seppur in basse quantità, il GWP e il Water Depletion sono gli indici più alti. E utile, inoltre, precisare che questi due indici sono approssimabili rispettivamente alla Carbon Footprint e alla WATER FOOTPRINT del sistema analizzato. Per ciò che concerne il modulo relativo al servizio ristorazione, l’inventario di dati è stato costruito secondo lo schema a blocchi riportato in figura 4. 12.

Fig. 4.12: Schema a blocchi relativo alle attività del servizio ristorazione



Fonte: rielaborazione propria

Per la fase del processo “lavaggio e pulizia locali” il modulo è equiparabile al precedente modulo per il soggiorno aumenta invece nella fase di preparazione della prima colazione l’apporto energetico richiesto pari a 53,5 Kwh proveniente da fonte elettrica e 22,7 Gjoule provenienti da gas metano.

Si sottolinea che gli elettrodomestici utilizzati sono tutti di classe energetica A e A+++, informazione che giustifica l’apporto energetico richiesto relativamente basso. Secondo la metodologia esposta in precedenza si imputano le emissioni in aria e in acqua per i rispettivi input.

Il GWP_{100} relativo a questo modulo ammonta a 3080,95 e l’indice Water Depletion corrisponde a 0,05 metri² di acqua.

In particolare in base ai menù forniti dai gestori relativi alla prima colazione, sono state raccolte tutte le informazioni relative ai prodotti alimentari e le bevande fornite.

Se ne riporta una tabella riassuntiva con i valori relativi alla Carbon Footprint, Water Footprint ed Environmental Footprint con le rispettive fonti.

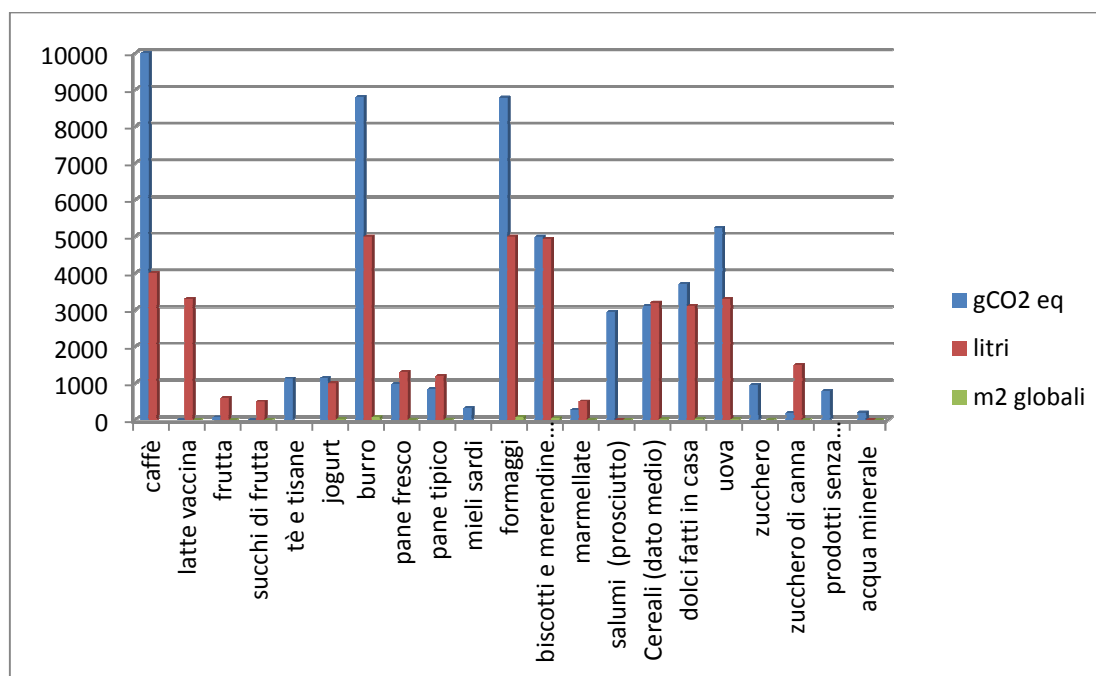
Fig. 4.13: Impatto ambientale dei prodotti alimentari relativi alla prima colazione

	<u>quantità</u>	<u>CF</u>	<u>WF</u>	<u>EF</u>	<u>fonte</u>
ALIMENTI	kg	gCO2 eq	litri	m2 globali	
caffè	1	10000	4000	-	salomone 2003
latte	1	1420	3300	20	ecoinvent + lcafoo.dk
frutta	1	70	600	3	ecoinvent + lcafoo.dk
succhi di frutta artigianali	1	2,65	501	2,8	Report to the National Honey Board US + dati di settore Sardegna
tè e tisane	1	1130	-	-	Mila i Canalis et al, 2006, Global Footprint Network, 2001
jogurt	1	1138	1000	15	ecoinvent + lcafoo.dk
burro	1	8800	5000	75	ecoinvent + lcafoo.dk
pane fresco	1	983	1300	6,7	ecoinvent + lcafoo.dk
pane tipico	1	840	1200	6,7	ecoinvent + lcafoo.dk
mieli	1	324	-	-	Report to the National Honey Board US + dati di settore Sardegna
formaggi	1	8784	5000	75	ecoinvent + lcafoo.dk
biscotti e merendine confezionati e prodotti monodose	1	5000	4940	46	ecoinvent + lcafoo.dk
Marmellate di arance	1	274,8	505	5,74	ecoinvent + lcafoo.dk
salumi (prosciutto)	1	2950	0	0	bfcfn
Cereali (dato medio)	1	3100	3200	14	bfcfn + Sik-theSwedishInstitute for Food e Nutrition
dolci fatti in casa	1	3700	3100	30	Sik-theSwedishInstitute for Food e Nutrition

uova	1	5233	3300	14	Sik- theSwedishIns titute for Food e Nutrition + lcafoo.dk
zucchero	1	960		6	ecoinvent + lcafoo.dk
zucchero di canna	1	190	1500	4,9	ecoinvent + lcafoo.dk
prodotti senza glutine/dietetici	1	790	-	-	lcafood.dk
acqua minerale	1	200	0	0	lcafood.dk

In particolare, per i prodotti evidenziati in giallo nella tabella, sono state sommati gli impatti ambientali del trattamento dell'alimento per ottenere il prodotto secondo il rispettivo ciclo di vita. Inoltre si precisa che, per i prodotti alimentari non si è attribuito l'ammontare di consumo del singolo individuo ma l'output dell'attività di erogazione giornaliera del servizio, poiché indipendentemente dal numero di persone, per assunzione, si produce sempre la stessa quantità. Dal grafico che segue è possibile evidenziare i prodotti alimentari a maggior impatto:

Fig. 4.14: Valutazione degli impatti ambientali dei prodotti alimentari utilizzati. Carbon Footprint, Water Footprint, Ecological Footprint

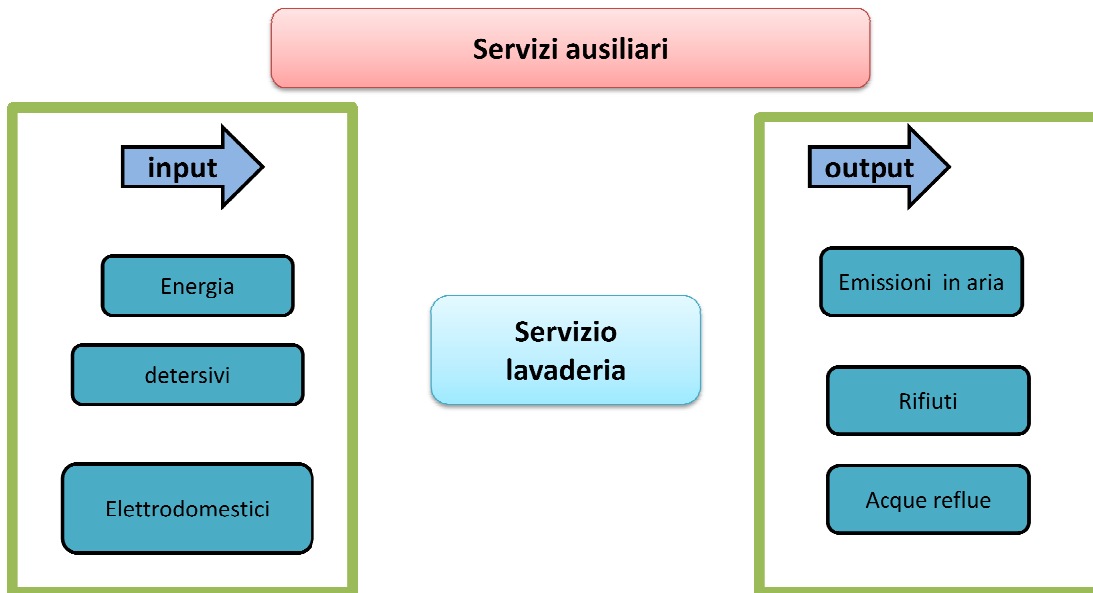


Fonte: elaborazione propria in base alle banche dati (come da Fig. 4.13)

Per ultimo modulo, si è proceduto all'analisi dei servizi considerati ausiliari, in questi il servizio principale e, a livello ambientale, a carico della struttura è il servizio

lavanderia. Si specifica che il servizio è fornito attraverso una lavabiancheria di classe A+++ che consuma 1,43KwH e consuma 77 litri di acqua a ciclo completato da 11 kg, in grado di lavare la biancheria completa di 3 stanze.

Fig. 4.15: Schema a blocchi del servizio lavanderia



Fonte: rielaborazione propria

Secondo lo studio LCA condotto dalla WRAP (2010) dal titolo “*Material change for a better environment, 2010. Environmental life cycle assessment (LCA) study of replacement and refurbishment options for domestic washing machines*”²⁹, l’impatto in termini di GWP₁₀₀ di una lavatrice corrisponde a circa 2250 Kg di CO₂ eq. e la fase del ciclo di vita a maggior impatto è proprio la fase d’uso (circa l’80% del totale).

In questo caso è l’unico valore relativo al *global warming* imputabile al servizio lavanderia in quanto, il suo fabbisogno energetico è interamente servizio da pannelli solari ad impianto fotovoltaico che rende il servizio energeticamente autonomo.

Inoltre dalle banche dati, si evince la percentuale della disposizione delle acque reflue in Italia e al loro trattamento relativo all’attività domestica: il 40% viene scaricato nell’ambiente e solo il 15% delle acque reflue viene sottoposto a trattamento primario (ossia su cui viene effettuata una prima purificazione) e il 45% del totale sottoposto al trattamento primario viene sottoposto anche a trattamento secondario (pulitura fanghi, appositi filtri ect.) (Saouter e van Hoof; 2002).

²⁹ Summary Report - Project code: MDD019. www.wrap.org.uk

Non avendo dati a disposizione sull'impatto dei detersivi e detergenti si è proceduto alla costruzione dell'inventario attraverso dati di letteratura. Particolarmente utile è l'analisi presentata nel lavoro "A Database for the Life-Cycle Assessment of Procter & Gamble Laundry Detergents" di Saouter e van Hoof (2002), in cui si presentano i risultati di costruzione del *Life Cycle Inventory* secondo l'intero ciclo di vita del prodotto per 1000 lavaggi. I dati di questa analisi sono stati adattati allo studio in oggetto, assumendo che i lavaggi effettuati dalla struttura sono uno al giorno per dieci giorni che è l'unità funzionale temporale (per un totale di 10 lavaggi).

Il *feedstock* energetico necessita di un apporto energetico ed ambientale che conduce principalmente a emissioni di CH₄ e CO₂ associate al trattamento di ingredienti organici e inorganici in un detersivo per il bucato. È difficile stabilire la procedura di allocazione e le regole poiché in tutti gli studi presenti in bibliografia non è stabilita. In questo caso si è stabilita l'allocazione di massa per l'elaborazione del *Life Cycle Inventory*. I rifiuti solidi sono distinguibili tra 2 sottocategorie: fanghi da trattamento di acque reflue e altri rifiuti solidi in cui compaiono circa 60 diverse tipologie di rifiuto (Saouter e van Hoof; 2002).

Anche in questo caso, come precedentemente spiegato per i processi relativi ai trasporti e gli spostamenti, i metodi di valutazione degli impatti utilizzabili possono essere molteplici e tutti di efficace applicazione. In questo caso viene utilizzato il CML2001 utile poiché rilevando le categorie di tossicità viene utilizzato mediante applicazione dei fattori di caratterizzazione dei detergenti.

Fig. 4.16: Life Cycle Inventory del consumo di detersivo relativo a 10 lavaggi

	raw material	manufacture	use	disposal	packaging
Energy					
Process energy GJ	0,000923611	0,0025	0,0393	0.00	0
Transport energy GJ	0,000180556	0	0	0.00	0
Feedstock GJ	0,0068	0	0	0.00	0
Primary energy GJ	0,0278	0,0025	0,137	0.03	0,0007
Solid waste	0	0	0	0.00	0
Sludge solids kg	0,000270833	0	0	4.29	0,0002
Other solids kg	0,127	0,0073	0,662	0.17	0,031
Total solids kg	0,13	0,0073	0,662	4.48	0,0311
Air emissions	0	0	0	0.00	0
CO 2 kg	1,25	0,133	3,87	3.53	0,0221
CO g	0,678	0,06	0,814	0.29	0,0157
SO g	7,07	0,696	12,8	11.32	0,24
NO, g	3,9	0,329	9,18	4.53	0,0916
CH, g	2,28	0	13,7	1.40	0,0317

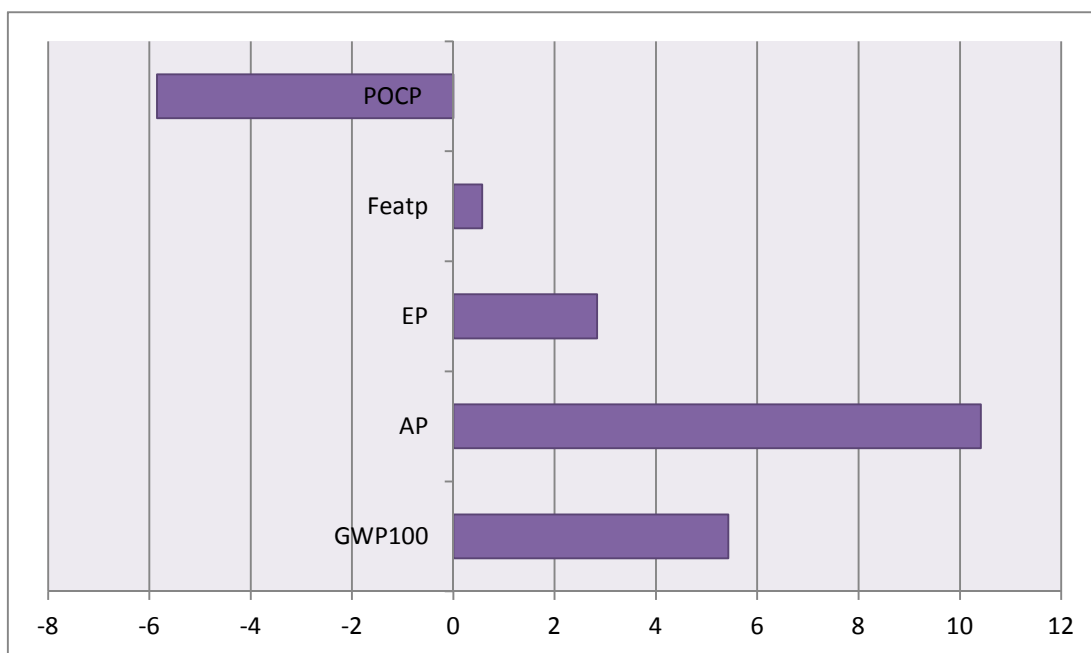
CxHy g	5,16	1,09	1,07	1.25	0,0767
Particles/dust g	5	0,176	4,61	2.35	0,0179
Metals g	0,0148	0	0,211	0.06	0,0009
Waterborne emissions	0	0	0	0.00	0
BOD g	1,17	0,049	4,86E-05	19.12	0,0159
COD g	1,75	0,101	0,0148	0.00	0,0901
Total P g	0,459	0	0,0398	0.00	0
Total N g	0,191	0	0,0472	0.01	0,0015
Solids g	0,566	0	0	0.00	0
Oil/g rease g	0,102	0	0,135	0.12	0,007
Phenol g	0,0017	0	0,0007	0.00	0
Ammonia g	0,0109	0	0,035	0.01	0,0004
Metals kg	0,001	0	0,0041	3.24	0

Fonte: rielaborazione propria

Ha questo punto, si è proceduto attraverso la caratterizzazione e valutazione degli impatti con l'ausilio del software Gabi 5. I risultati della caratterizzazione secondo CML2001 sono i seguenti (fig. 4.16), in cui si evidenzia come, per questo processo gli indicatori più significativi si riferiscono al GWP₁₀₀ (5,43 Kg di CO₂ eq.) ma soprattutto l'Acidification Potential (AP) che equivale a 10,412 Kg di SO₂ eq.

Rilevanti per questa analisi sono gli indicatori specifici HTP inf (Kg. DCB-eq.= 8,15), Marine Aquatic Ecotoxicity Potential MAETP inf. (Kg. DCB-eq.=1,35E+04) e TETP inf. (Kg. DCB-eq.= 5,97E+09).

Fig. 4.17: Life Cycle Inventory Assessment del consumo di detersivo relativo a 10 lavaggi



Fonte: rielaborazione propria

E' evidente che, per questo processo, l'impatto ambientale maggiore si ha nella fase d'uso e riguardo agli scarichi e alla destinazione finale delle acque reflue.

Conclusione dell'analisi e Interpretazione dei risultati

Avendo utilizzato un approccio modulare e molti dati basati su analisi dei singoli settori adattate all'unità funzionale è utile avere una visione dei risultati globale, al fine di valutare correttamente il sistema oggetto di studio.

Riassumendo i risultati ottenuti si valuta che:

- per i moduli di analisi al trasporto e agli spostamenti gli impatti maggiori sono relativi al trasporto su strada. Anche per un'unità funzionale così specifica, i risultati sono perfettamente coerenti con i dati generali dei report nazionali e internazionali presi in considerazione. Gli indicatori a maggior impatto per l'Eco Indicator 99 sono l'Human Health e l'Ecosystem Quality relativi all'uso dell'autovettura e la variabile più colpita è Resources per il carburante utilizzato. Gli indicatori per categoria di impatto più colpiti sono il GWP₁₀₀ per qualsiasi mezzo di trasporto analizzato.

Per i processi relativi al soggiorno vero e proprio i moduli che sono stati analizzati sono: “Servizio Stanza” – “Servizio Ristorazione” e “Servizio Lavanderia”:

- per il “Servizio Stanza” l'indicatore più colpito è il Water Depletion relativo al consumo di acqua seguito dal Global Warming Potential e infine da tutti gli indicatori relativi alle acque reflue anche se l'impatto è trascurabile in quanto relativo al consumo di acqua per l'igiene personale.
- Il “Servizio Ristorazione” è caratterizzato da un Global Warming Potential derivante dalla somma dello stesso indicatore relativo alle attività di ristorazione e dall'indicatore relativo al consumo di cibi e bevande. Per questi ultimi molto importante è il Water Depletion in particolare i valori più elevati si registrano per latte e derivati, uova, caffè e prodotti alimentari preparati con questi ingredienti.
- Infine per il “Servizio Lavanderia” si registra un forte impatto sia degli elettrodomestici connessi sia dei detersivi usati nelle rispettive fasi di uso del prodotto. Con un Global Warming Potential molto alto per entrambi. In

relazione all'uso dei detergenti l'altro indicatore da tenere sotto controllo è l'Acidification Potential relativo allo scarico delle acque reflue da lavaggio anche esso con valori relativamente alti.

In sintesi è possibile dire che complessivamente, considerando un approccio *cradle to grave* seppur utilizzando un modello di analisi modulare. Le categorie d'impatto maggiormente colpite sono, ancora una volta quelle relative alle emissioni in atmosfera e in acqua e nello specifico la prima relativa al contributo all'effetto serra e alla diminuzione della risorsa idrica. Valutando il modulo a maggior impatto, si riscontra una fortissima incidenza sul bilancio ambientale globale del sistema delle fasi di trasporto. Con indicatori superiori in percentuale a tutte le altre fasi.

Social Life Cycle Assessment

Come già specificato nel terzo capitolo, La metodologia Social Life Cycle Assessment (da qui in poi SLCA) può essere descritta come uno strumento che consente di avere una visione strategica e manageriale della sostenibilità sociale del prodotto e si sostanzia in un'analisi che permette all'azienda di osservare l'impatto sociale del prodotto stesso attraverso la sua sostenibilità valutata nel corso dell'intero ciclo di vita (Benoît C. et al, 2010; Arcese et al 2011, 2012).

La SLCA è definita come la metodologia di valutazione degli impatti sociali negativi e positivi che sono generati da un prodotto/servizio nel suo intero ciclo di vita in relazione ai diversi stakeholders, con l'obiettivo di promuovere il miglioramento delle prestazioni socio-economiche del prodotto lungo il suo ciclo su tutti gli stakeholders (Weidema B.P., 2005).

La metodologia segue, nella sua applicazione pratica le fasi proposte dalla norma ISO 14040 riguardante l'Environmental Life Cycle Assessment e l'applicazione della stessa in base alle Linee Guida redatte dal SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) in collaborazione con l'UNEP (United Nations Environment Programme), (Traverso M., Finkbeiner M., 2009).

Nella conduzione di questa analisi è stata presa come punto di partenza, la classificazione degli stakeholders data dalla Linea Guida UNEP/SETAC (2009), in cui, ad ogni categoria di portatori di interesse vengono associate categorie e sub-categorie di impatto. In questa specifica analisi il coinvolgimento degli stakeholder stessi nella vita dell'impresa quantifica l'importanza delle varie sub-categorie di

impatto (Parent J., et al., 2010). La scelta degli indicatori, come spesso accade, ha portato ad individuare un set di indicatori misti (quantitativi, semi-quantitativi e qualitativi) con una forte caratterizzazione del dato in relazione alle caratteristiche geografiche del territorio (Arcese et al., 2010).

Per la redazione dell'inventario dei dati vengono definiti gli indicatori più appropriati e presi in considerazione gli indicatori stabiliti da Jørgensen, il quale ha rappresentato in una struttura matriciale gli indicatori relativi alle diverse categorie di impatto, suddivisi per sottocategorie come stabilito dalle linee guida internazionali, con i necessari adattamenti e variazioni per la contestualizzazione del caso ed opportunamente integrato con gli indicatori previsti dalle Linee Guida, (Jørgensen A., et al, 2009).

Le sottocategorie principali di indicatori relative ai lavoratori sono espresse con indicatori relativi a: contrattazione collettiva e libertà di associazione, lavoro minorile, remunerazione, orario lavorativo, discriminazioni sessuali, salute, sicurezza, benefici sociali. I valori assunti dai set di indicatori devono essere sia di carattere qualitativo che quantitativo in relazione all'impatto associato. È molto importante in questo scenario la caratterizzazione geografica in termini di presenza e intensità dell'impatto di un singolo fattore sul territorio.

Schematizzando le variabili chiave deducibili dallo studio delle attività di una struttura ricettiva, si evincono i criteri di sostenibilità del settore che, in via generale, possono essere ricondotti a:

- Pianificazione della capacità turistica ricettiva della zona;
- Uso razionale delle risorse naturali (energia, acqua, suolo);
- Conservazione dell'integrità naturale del paesaggio;
- Gestione controllata ed eco-compatibile dei rifiuti urbani;
- Gestione controllata ed eco-compatibile delle acque reflue;
- Rispetto degli habitat naturali delle specie viventi (flora e fauna);
- Rispetto e sensibilità verso le culture locali;
- Costruzione e gestione delle infrastrutture turistiche nel rispetto delle caratteristiche ambientali della zona;
- Gestione eco-compatibile della viabilità e del traffico locale;
- Utilizzo di prodotti e beni di consumo prodotti dalla comunità locale;
- Formazione degli operatori turistici sugli aspetti culturali e ambientali locali.

L'origine dei dati deriva, in questa analisi specifica, principalmente da interviste dirette e dal monitoraggio della struttura in uno slot temporale determinato (composto da 3 mesi di monitoraggio e tre mesi di raccolta dati). Le informazioni richieste sono state classificate in base alle categorie di stakeholders e i dati monitorati sono stati calibrati in funzione dei criteri di sostenibilità del settore sopracitati, con specifico riferimento alle analisi di settore della categoria Bed & Breakfast (B&B), tenendo conto delle caratteristiche territoriali, della tipologia di clienti e delle caratteristiche specifiche del settore.

Metodologia e impostazione dell'analisi

Sono state condotte sia indagini qualitative che quantitative, seguendo la linea guida e utilizzando la metodologia di caratterizzazione degli impatti indicata nella stessa. Per far ciò è stato utilizzato un questionario già adottato per la conduzione dell'analisi Social-LCA di un altro B&B di propria elaborazione (Arcese et al., 2012), di cui se ne riportano gli aspetti peculiari.

Questionario per la conduzione dell'analisi

PRIFILAZIONE

1. Settore di appartenenza dell'azienda
2. Localizzazione geografica
3. Ragione sociale
4. Ruolo all'interno dell'azienda del rispondente

PARTE GENERALE

5. Indicare le certificazioni ottenute: (Norma di riferimento, Anno di certificazione, ente di certificazione): ISO 9001; ISO 14001; OHSAS 18001; SA 8000; ISO 22000; Sistema di Gestione Integrato; Emas; Ecolabel per il turismo.
6. Eventuali altri strumenti di responsabilità sociale utilizzati dall'azienda (ad esempio Bilancio Sociale ...)
7. Mi descrive la struttura e le attività?
8. Fornite dei servizi aggiuntivi? Se sì quali?

PARTE SPECIFICA

Lavoratori

9. Quante persone sono impegnate in attività?
10. Solitamente, quante ore al giorno sono impiegate per attività all'azienda?
11. Che tipologia di contratto o accordo di collaborazione hanno con l'azienda?
12. Qual'è la paga media oraria dei lavoratori impiegati nelle attività dell'azienda?
13. Quali sono le caratteristiche anagrafiche del personale? (media, numero di donne impiegate, nazionalità , ect)

Comunità Locale e Società

14. Come avviene il reperimento delle risorse e delle materie prime necessarie per l'attività ?
15. Come vi ponete rispetto alle iniziative della comunità locale?
16. Siete informati sulle iniziative socio- culturali della zona e se si, avete delle politiche aziendali ad hoc?
17. Pensate, in qualche modo, di contribuire o di aiutare, con la vostra attività , lo sviluppo dell'economia locale?
18. Come vi ponete nei confronti dello sviluppo tecnologico? Pensate che applicare le nuove tecnologie sia utile?

Consumatore - cliente

19. Chi è il vostro cliente tipo? (sesso, età, caratteristiche,peculiari, ect.)
20. Per quale motivo fruiscono dei vostri servizi?
21. Ci sono clienti abituali? Se si, con quale frequenza tornano?
22. Qual'è il tempo medio di soggiorno?
23. Qual'è la tariffa media del soggiorno? Il cliente fidelizzato usufruisce di sconti o vantaggi di altro genere?

Considerando la natura esplorativa della ricerca, la struttura di questionario proposta deriva dall'inchiesta iniziale degli autori per poi progettare e gestire il questionario. Il questionario era composto da 23 domande (miste tra aperte e a scelta multipla). Il questionario è stato testato attraverso un'indagine pilota su un piccolo campione di dieci persone, dopo di che sono state adattate le formulazioni di alcune domande per garantire la chiarezza e la coerenza. Come è possibile osservare il questionario è composto da tre sezioni: Profilazione, parte generale e sessione specifica.

La prima parte, “Profilazione”, raccoglie informazioni sul nome, ubicazione geografica e, in particolare, sul ruolo dell'intervistato all'interno della società.

La seconda parte, “Sezione Generale”, contiene informazioni circa le certificazioni ottenute dalla struttura, il sistema di gestione, la descrizione della struttura e dei servizi aggiuntivi.

La parte specifica è stata suddivisa in sotto-categorie che riflettono le categorie di stakeholder della linea guida.

Le valutazioni di sostenibilità tradizionalmente svolte, spesso iniziano con la rilevazione di una criticità ma nell’analisi in oggetto è stato preso in considerazione il sistema della struttura ricettiva per rilevarne gli *hotspot* e creare spunti di miglioramento strategico, consentendo ai responsabili della struttura di concentrarsi sulle cause degli aspetti di potenziale insostenibilità, per poterle ridurre o eliminare.

Per i dati di incidenza ambientale, sono stati utilizzati i risultati prodotti dall’analisi LCA ambientale precedentemente esposta e per la redazione del social inventory, utilizzate e classificate le sotto-categorie di impatto identificate come a maggior impatto, attraverso una tecnica “ad esclusione”, come si può osservare dalla figura 4.15 per le sotto categorie escluse (Grießhammer R., 2006; Arcese et al., 2011; 2012).

Fig. 4.15: Classificazione degli stakeholder, Scelta della categoria a maggior impatto (Linee Guida UNEP-SETAC, 2009)

<i>Stakeholder categories</i>	<i>Subcategories</i>
Employees	1. Freedom of association and collective bargaining 2. Child Labor 3. Working hours 4. Forced labor 5. Equal opportunities / Discrimination 6. Health and Safety 7. Fair salary 8. Social Benefit/ Social security
Local community	1. Access to material resources 2. Access to immaterial resources 3. Delocalization and Migration

	<ul style="list-style-type: none"> 4. Cultural Heritage 5. Safe and Healthy living Conditions 6. Respect of Indigenous rights 7. Communities engagement 8. Local Employment 9. Secure Living Conditions
Society	<ul style="list-style-type: none"> 1. Public commitments to sustainability issues 2. Contribution to economic development 3. Prevention & mitigation of amend conflict 4. Technology development 5. Corruption
Consumer	<ul style="list-style-type: none"> 1. Health and Safety 2. Feedback mechanism 3. Consumer privacy 4. Transparency 5. End of life responsibility
Value chain actors not including consumers	<ul style="list-style-type: none"> 1. Fair competition 2. Promoting social responsibility 3. Supplier relationships 4. Respect of intellectual property rights

Fonte: elaborazione propria

Di conseguenza sono state riparametrate tutte le voci di sotto categoria all'interno di ogni categoria:

Fig. 4.16: Incidenza delle categorie di impatto e delle sub-categorie

Lavoratori	Considerazione variabile	Impatto	Incidenza del valore individuato
------------	--------------------------	---------	----------------------------------

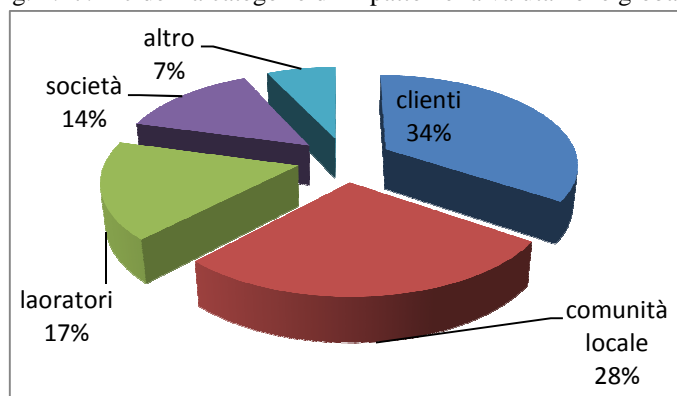
Ore lavorate	SI	+	3 ore al giorno
Salario equo	SI	+	7 € più tutti gli adempimenti secondo i provvedimenti legislativi
Benefici sociali	Considerazione parziale	-	Dato non rilevabile per la dimensione della forza lavoro
Società	Considerazione variabile	Impatto	Incidenza del valore individuato
Impegno pubblico per le questioni legate alla sostenibilità	Considerazione parziale	+	Partecipazione ad eventi ed iniziative territoriali e istituzionali
Contributo allo sviluppo economico	SI	+	Si sponsorizzano le iniziative territoriali
Sviluppo tecnologico	Considerazione parziale	+	Si incentivano tutti i servizi on line e l'utilizzo delle tecnologie
Clienti	Considerazione variabile	Impatto	Incidenza del valore individuato
Salute e sicurezza	SI	+	Caratteristiche della struttura adeguate
Feedback	SI	+	Clienti abituali e fidelizzati
Privacy	SI	+	Caratteristiche della struttura adeguate, tutte le informazioni riservate
Trasparenza	SI	+	Tutte le informazioni ben definite
Responsabilità dell'end of life	SI	-	L'incidenza del trasporto incide sulla valutazione negativa anche se non imputabile alla struttura
Comunità Locale	Considerazione variabile	Impatto	Incidenza del valore individuato
Accesso a risorse	Si	+	Fornitori fidelizzati – Mercato

materiali			locale
Accesso a risorse immateriali	Si	+	Fornitori fidelizzati - Mercato locale
Eredità culturale	Si	+	Alta concentrazione di patrimonio culturale e artistico, valorizzato nella zona geografica di riferimento
Coinvolgimento della Comunità	Si	+	alto impegno verso le iniziative territoriali, iniziative delle pubbliche amministrazioni per la valorizzazione delle strutture ricettive
Occupazione Locale	Si	+	Alto tasso di disoccupazione
Altri Stakeholders	Considerazione variabile	Impatto	Incidenza del valore individuato
Relazione con i fornitori	SI	+	Fornitori fidelizzati - Mercato locale

Fonte: elaborazione propria

Riassumendo i dati in tabella in un grafico, è possibile identificare le categorie di impatto a maggior incidenza:

Fig. 4.17: Incidenza categorie di impatto nella valutazione globale

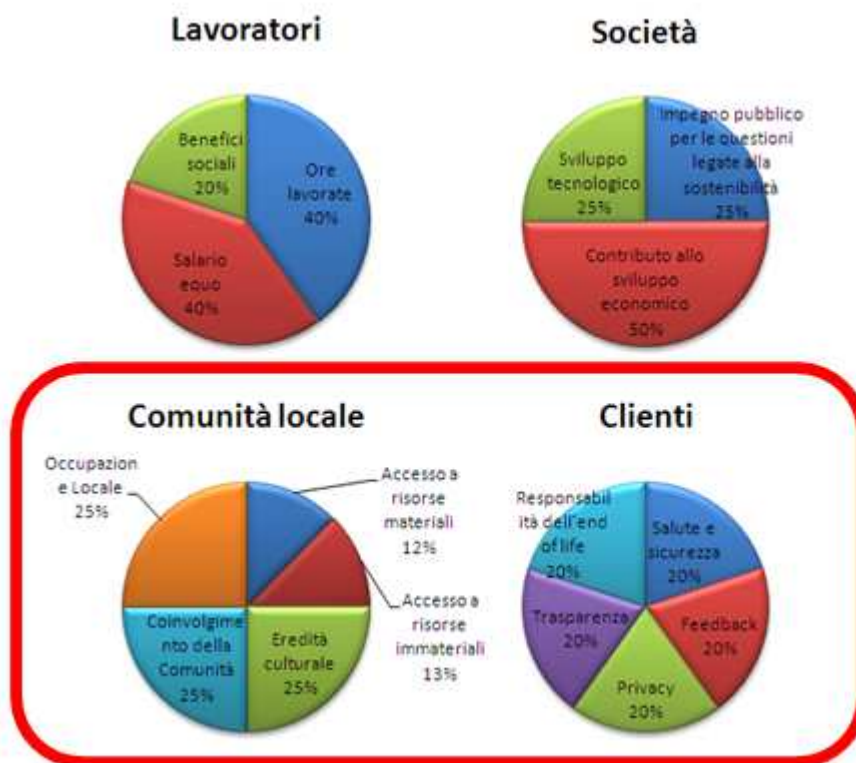


Fonte: elaborazione propria

Assegnando un punteggio standard alle sub categorie considerate per ogni categoria di impatto è possibile stabilirne l'incidenza. Per l'attribuzione del punteggio si considera un valore 1 per le sub-categorie totalmente considerate, 0,5 per quelle

considerate in modo parziale e 0 se non prese in considerazione. Il valore viene attribuito, inoltre, in base alla congruenza tra le variabili della categoria di impatto e la capacità di adattamento al contesto analizzato. Le categorie a maggior impatto risultano essere la categoria “Clienti” e la categoria “Comunità locale”. Altri Stakeholders diversi non viene inclusa poiché non ritenuta rilevante per gli hotspot generali del sistema, anche considerando che l’unica sotto categoria di impatto presa in analisi risulta positiva.

Fig. 4.18: Incidenza delle sub-categorie di impatto nella valutazione globale



Fonte: elaborazione propria

Analizzando le due categorie a maggior incidenza è possibile osservare come, per la categoria “Cliente” è possibile analizzare tutte le sotto categorie di impatto indicate dalla Linea Guida (2009), mentre per la “Comunità Locale” solo 5 delle 9 totali.

Di queste 5 sotto categorie, 2 delle quali considerate con incidenza parziale (accesso alle risorse materiali e immateriali) e le altre 3 (Occupazione locale, Accesso alle risorse materiali e Accesso alle risorse immateriali) in maniera parziale.

Analisi degli hotspots e interpretazione dei risultati

Dalle indicazioni emerse dalla fase di monitoraggio è emerso rilevata, dal lato dell'offerta, una composizione demografica della struttura ben precisa e perfettamente congruente con i dati nazionali di settore. Nella struttura presa in analisi, infatti, la proprietà e la gestione dell'attività è affidata interamente a figure professionali femminili con un livello di istruzione medio alto (diploma di istruzione superiore) indipendentemente dalle mansioni all'interno della struttura. La conoscenza delle lingue straniere si rileva abbastanza bassa, con una lingua straniera conosciuta (l'inglese) a livelli medi. Tutti questi fattori contribuiscono alla valutazione positiva della categoria di impatto "Occupazione Locale".

Le strutture ricettive delle zone ad alto tasso di disoccupazione contribuiscono a riequilibrare le variabili economiche e rappresentano un mezzo di sostentamento in quanto impiegano risorse prima di allora disoccupate, nella maggior parte dei casi.

La motivazione economica rappresenta, dunque, la spinta principale ad intraprendere questa tipologia di attività.

L'edificio che ospita la struttura è una residenza indipendente, circostanza che consente alla gestione di monitorare e impiegare misure a sostegno della sostenibilità, in particolar modo attraverso la razionalizzazione dell'uso della risorsa idrica, l'utilizzo di fonti energetiche combinate (sono presenti pannelli fotovoltaici che sostengono circa il 40% del carico energetico globale, elettrodomestici a risparmio energetico, raccolta differenziata dei rifiuti).

Per quanto concerne le attività di promozione e comunicazione, la struttura risulta essere molto efficiente e tecnologicamente avanzata, partecipando alle iniziative di networking ed essendo presente sui diversi canali di intermediazione.

Le tariffe del settore per la regione di appartenenza oscillano tra un minimo di €13,00 ad un massimo di €100,00. Nella struttura di riferimento il prezzo medio è di €35,00/notte in bassa stagione e €45,00/notte in alta stagione, con la struttura over-booking in alta stagione. Analizzando in dettaglio le variabili prese in considerazione dal modello si hanno (Tabella della Fig. 4.16) risultati complessivamente positivi sulle sotto categorie di impatto prese in considerazione.

Anche per la categoria "Clienti" la valutazione delle sotto categorie sono tutte positive, tranne per la sotto categoria "Responsabilità dell'end of life" in cui

l'incidenza della fase di trasporto e spostamento sul territorio incide sulla valutazione negativa anche se non imputabile direttamente alla struttura.

Life Cycle Costing

Nella composizione dell'inventario per il Life Cycle Costing, le voci di costo ambientale giocano un ruolo cruciale, così come le fonti di ricavo. Del resto, nel breve periodo, le voci di costo ambientale sono considerate dei vincoli che ostacolano le attività piuttosto che favorirle, con dei ritorni economici che non rispecchiano le effettive le uscite finanziarie correlate. Attraverso il Life Cycle Costing, è possibile correlare la voce di costo e gli aspetti ambientali giustificandone il fine ultimo.

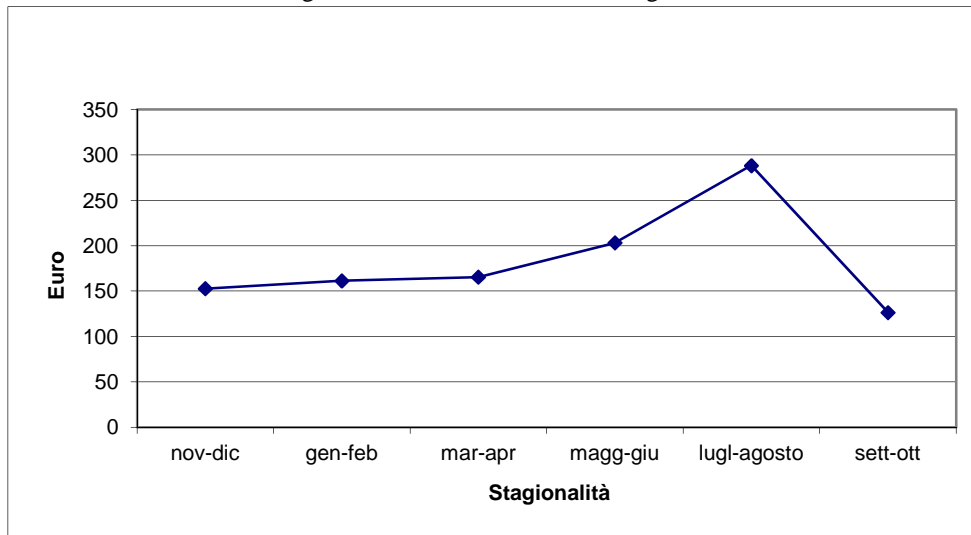
Sulla base della definizione del modello fornita da Rebitzer e Hunkeler (2003) e riprendendo la fig. 3.6 (capitolo 3) è possibile definire i costi ambientali come il valore delle risorse ed attività dedicate a migliorare l'impatto ambientale dei processi e dei prodotti, ovvero tese a prevenire, abbattere o eliminare l'inquinamento, nonché a controllare l'impatto ambientale dei processi aziendali (Mio, 2001) e i costi della gestione ambientale come i costi derivanti dagli interventi tesi a ridurre i danni ambientali.

Per lo svolgimento dell'analisi vengono utilizzati gli standard ISO 14040-44, non essendoci a livello internazionale, standard appositi, supportata dalla linea guida Unep/Setac per il Life Cycle Sustainability, e, in questa applicazione la "Guidelines for Life Cycle Cost Analysis" dell'Università di Stanford (2005) e il *framework* proposto da Heijungs, Settanni e Guinée (2012) in "*Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC*" nell'*International Journal of LCA*. È da precisare che tutti questi modelli non sono mai stati applicati al settore dei servizi e sono tutti ancora in via di definizione.

Tuttavia, gli approcci per la determinazione del costo durante tutto il ciclo di vita hanno ereditato modelli di calcolo provenienti da diverse discipline. Vengono applicati infatti l'Input-Output Analysis e l'Economic I-O LCA model, l'Activity Based Costing Model (ABC) o il LCCA per il Labor Factor, primariamente utilizzati per la quantificazione dei costi economici e strumenti tipici della valutazione dei costi aziendali (Durairaj et al., 2002).

Di conseguenza, l'ausilio dei software di calcolo, con cui gli impatti ambientali vengono stimati anche economicamente attraverso le banche dati, restano un ottimo suppletivo per lo svolgimento dell'analisi. Gabi.5 fornisce il calcolo del valore economico delle voci di inventario della LCA ambientale. Mentre il costo energetico della struttura è facilmente deducibile dalla bollette in base al costo di mercato dell'energia:

Fig. 4.19: Costo del consumo energetico



Fonte: elaborazione propria

Così come il costo della produzione di rifiuto della struttura (€3 per unità immobiliare) per il codice di tributo relativo all'attività, e risulta essere € 161,00. Per la parte attribuibile ai servizi ausiliari, come progettati nel diagramma di flusso della LCA alla fase di lavaggio (Fig. 4.15), i risultati offerti dal software Gabi.5 sono i seguenti:

Fig. 4.20: Screenshots del processo lavanderia – LCC

The screenshot shows a software window titled 'lavanderia <u-so> [Processes] -- DBProcesso'. It contains a 'Parametro' table, a 'Commento' field, and a 'Costi flusso' table. The LCC is displayed as 88,8 EUR.

Parametro	Formula	Valore	Minimo	Massimo	Deviazio	Commer
Parametro						

LCA: LCC: 88,8 EUR

Costi flusso

Parametro	Flusso	Input/Output	Ammontare	Prezzo	Unità	Tasso spese	Costo	Unità
	Waste water [Other emissions to fresh Output		7,7E004 kg	0	EUR	0 %	0	EUR
	Water [Water]	Input	77 kg	88	EUR	0 %	88	EUR
	Energy, solar, converted [Renewable Input		10,8 MJ	0,751	EUR	0 %	0,751	EUR
	Water vapour (sewage correction) [TI] Input		0,005 kg	0	EUR	0 %	0	EUR
	Totale						88,8	EUR

Fonte: elaborazione propria da Gabri.5

Il costo ambientale imputabile al processo ammonta a €88,80, per il servizio stanza dallo stesso software e per la stessa metodologia il costo economico ammonta a € 166,00. Non è stato possibile in questa fase, stabilire il costo ambientale della fase trasporto e della produzione dei prodotti di ristorazione. Per cui l'analisi risulta incompleta. Avendo a disposizione gli indici ambientali non è difficile supporre che le fasi legate al trasporto, oltre ad avere maggior impatto ambientale, questo impatto vale anche un valore economico maggiore in termine di danno ambientale.

Un approccio di valutazione della sostenibilità globale

Negli ultimi 20 anni, dalla nascita dell'approccio basato sul ciclo di vita alle metodologie attuali, l'approccio ha subito una notevole evoluzione (Finkbeiner et al., 2010; Zamagni, 2012). Come già evidenziato nel primo capitolo, è un dibattito aperto nella comunità scientifica internazionale quello relativo alle metodologie di valutazione di sostenibilità globale, basato sulla logica Life Cycle Thinking: il Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), utilizzabile per valutare la sostenibilità di un prodotto/processo/servizio sotto tutte le sfere della sostenibilità (Lucchetti et al, 2012).

L'obiettivo di creare uno strumento completo che misuri tutte le dimensioni della sostenibilità il cui output possa essere presentato e comprensibile anche ai non

esperti del settore e della metodologia, resta tuttora un filone di ricerca aperto e non soddisfatto (Finkbeiner et al., 2010).

La definizione di LCSA è riportata nell'ultimo report del Life Cycle Initiative, Towards a Life Cycle Sustainability Approach del 2011, in cui viene definito come l'approccio di valutazione di tutti gli impatti ambientali, economici e sociali negativi e i benefici nei processi di decision making del miglioramento della sostenibilità di un prodotto attraverso l'intero ciclo di vita (UNEP/SETAC, 2011). La concettualizzazione dell'approccio, contestualizzata nella formula di Walter Klöpffer che mette in relazione le tre tecniche attraverso una relazione di sommatoria:

$$LCSA = E-LCA + LCC + S-LCA$$

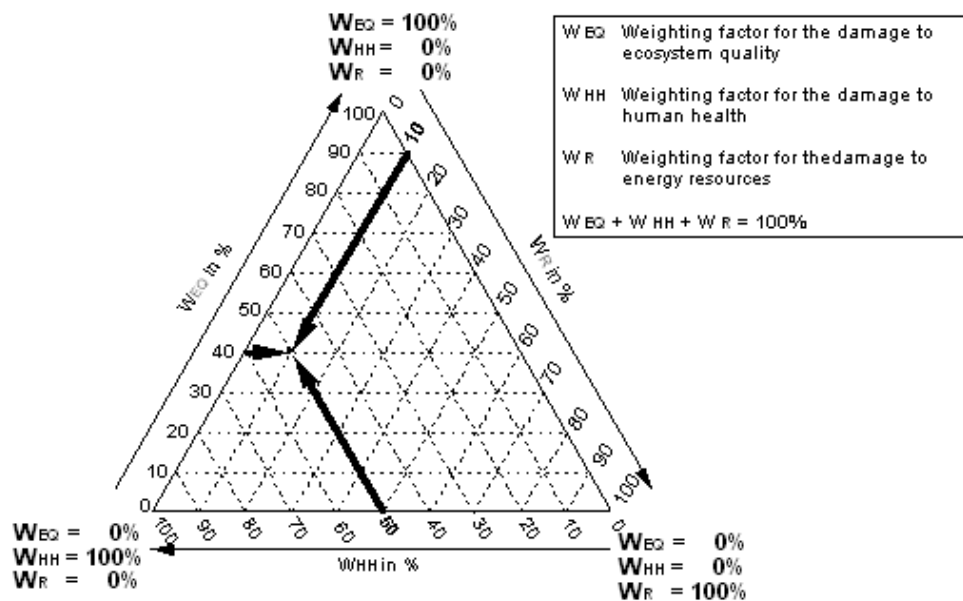
Dove E-LCA si riferisce al life cycle assessment ambientale, LCC rappresenta la metodologia life cycle costing e S-LCA, fornisce un'idea molto chiara dell'approccio teorico ma, non sembra, di per sé, realizzabile a livello pratico (Klöpffer 2008, Finkbeiner et al., 2010).

Il trade-off tra le tre dimensioni della sostenibilità deve essere affrontato con la massima cura, al fine di mantenere un equilibrio sostenibile e, proprio questo, risulta essere il grande problema ancora non risolto. I filoni di pensiero sono sostanzialmente due: una prima parte di esperti che consiglia di "pesare" le tre dimensioni della sostenibilità in un singol-score, e, una parte di studiosi che è profondamente contrario (Klöpffer, 2008).

Attualmente, un valido e comprensibile strumento di comunicazione, anche per i non esperti è il "Mixing Triangle" proposto (Hofstetter, P. et al., 1999). Nel primo articolo sullo strumento, pubblicato nel Journal of industrial ecology del 1999, gli autori idearono uno strumento in grado di confrontare le principali categorie di impatto della fase LCIA, Ecosystem Quality, Resources, e Human health. La triangolazione svolta dal modello potrebbe essere adattabile al LCSA, vista la congruenza del numero delle variabili, la non uguaglianza degli indicatori e le caratteristiche simili del presupposto alla base dello strumento e come strumento di supporto alle decisioni proposto e diffuso, dalla società Prè Consultants BV, con copyright del 2000, insieme agli strumenti dell'Eco-Indicator 99 (Hofstetter et al., 2000; Goedcoop & Spriensma, 1999).

La triangolazione è uno strumento di valutazione utilizzato in diverse discipline ed è una tecnica che permette di calcolare distanze fra punti sfruttando le proprietà e anche per confrontare il carico ambientale di due prodotti alternativi. Tale confronto si basa sulla ponderazione dei diversi aspetti. Con l'aiuto dello strumento del Triangolo, il peso, in termini di incidenza, è illustrato alle parti interessate che hanno bisogno di prendere decisioni in merito alle variabile avendo una visione globale. L'ipotesi di base è che il carico ambientale totale dei prodotti è espressa come tre parametri indipendenti, così come nell'Eco-Indicator i danni possono essere misurati nelle 3 categorie di impatto Salute Umana, Ecosystem Quality e Consumo delle Risorse. Il confronto di solito viene fatto su due diversi prodotti per compararne l'impatto. Lo strumento consente di rappresentare graficamente il risultato della comparazione di prodotti per tutti i set di ponderazione possibili. Ogni punto all'interno del triangolo rappresenta una combinazione di pesi che aggiungere fino a un 100%.

Fig. 4.21: Esempio di triangolazione da Eco-indicator 99.

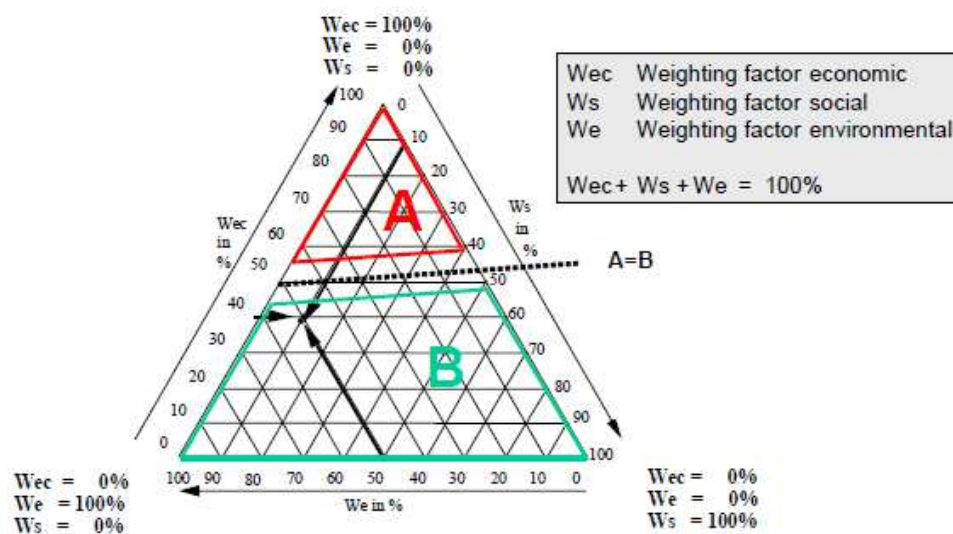


Fonte: Mixing triangle PRé Consultants BV, 2000

Questo tipo di rappresentazione è molto utile per mostrare la ponderazione tra i fattori. L'utilizzo dello strumento così come strutturato è abbastanza intuitivo, le variabili sono considerate tra di loro, indipendenti e mostra automaticamente il risultato utilizzando i risultati normalizzati dalla analisi LCA.

L'adattamento dello strumento alla metodologia LCSA viene mostrato per la prima volta nell'articolo di Finkbeiner (2010) *Towards Life Cycle Sustainability Assessment* in cui viene spiegato nel dettaglio come praticare l'adattamento del modello di Hoftsetter (2008) e come la rappresentazione può essere adattata ai tre parametri dell'analisi di sostenibilità globale attraverso la ponderazione dei valori ambientali (A_i) dei valori economici (E_i) e dei valori sociali (S_i), quantificando il valore d'uso complessivo normalizzato moltiplicando i singoli valori per i rispettivi fattori di ponderazione e sommandoli alla fine.

Fig. 4.22: LCST graphical scheme



Fonte: Finkbeiner (2010)

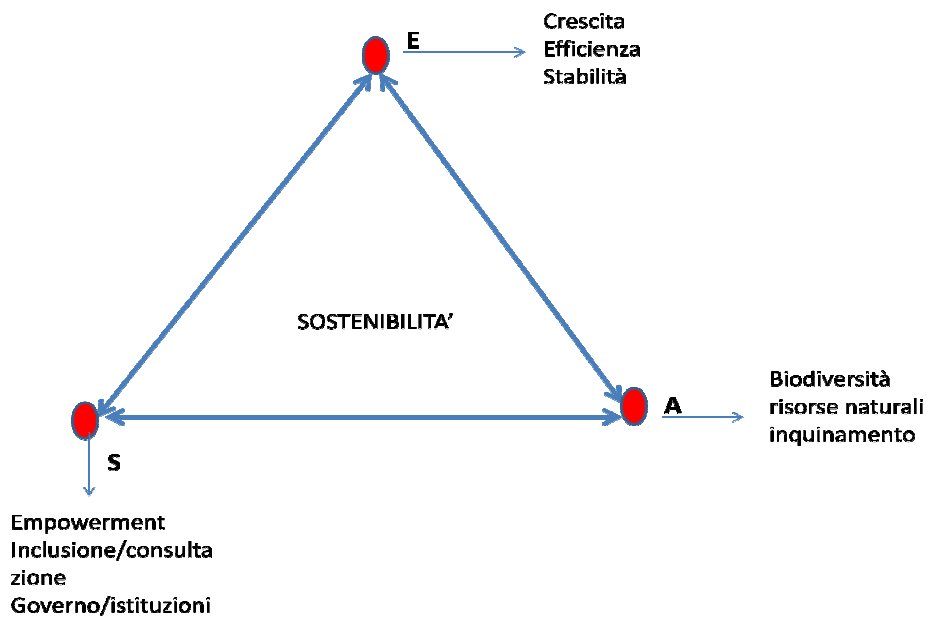
Anche in questo contributo, si utilizza la triangolazione per paragonare due prodotti. In sostanza nulla viene dette in merito agli indicatori globali per la valutazione di sostenibilità globale di un singolo prodotto nonché sulla scelta dei pesi.

Un altro modello efficiente basato sulla triangolazione, seppur relativo a concetti generali, è il *Sustainable development Triangle* realizzato dal *Munasinghe Institute for Sustainable Development* nel 2006, organizzazione no profit che si occupa da sempre di sviluppo sostenibile ed è coordinata dal *Professor Mohan Munasinghe*.

In questo modello vengono evidenziati i trade off delle doppie variabili economico-sociale, economico-ambientale, sociale-ambientale ed evidenziando i parametri di ognuna delle tre variabili. Gli indicatori presi in considerazione sono di natura macro e quindi non adatti alla valutazione in oggetto di studio. Ad esempio, il progresso

economico è valutato in termini di benessere (o utilità) - misurata come disponibilità a pagare per beni e servizi consumati. Pertanto, le politiche economiche in genere cercano di aumentare convenzionale prodotto nazionale lordo (PNL), e indurre più efficiente la produzione e il consumo di (principalmente commercializzati) beni e servizi. Le altre variabili considerate sono i prezzi e l'occupazione, così come le variabili ambientali e sociali anche se adattabili più agevolmente a micro scale.

Figura 4.23: Sustainable development triangle – elementi chiave e interconnessioni
(corners, sides, center)

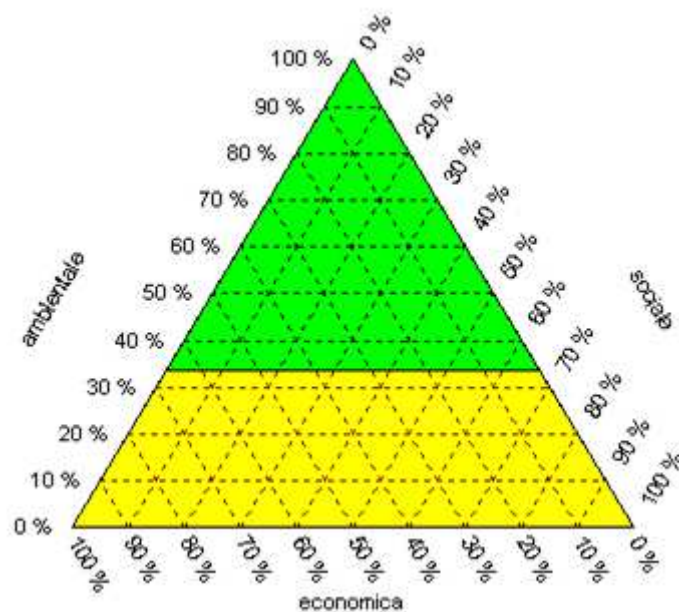


Fonte: Elaborazione propria basata su *Sustainable development Triangle (2006)*

Utilizzando questo approccio, combinato con i *Triangle tools* della Prè International è possibile applicare la triangolazione alle nostro caso di studio, considerando le singole fasi analizzate, proprio perché l'analisi è svolta secondo un approccio modulare, attribuendo i pesi a seconda dei risultati che si evincono dall'applicazione degli strumenti ad ognuna delle tre variabili. Il sistema analizzato può essere scomposto in quattro fasi del sistema preso in analisi: Trasporto, Servizio di soggiorno (in cui si includono ristorazione, soggiorno e lavanderia). I fattori di ponderazioni delle 3 variabili adottati sono stati attribuiti in base alle variabili prese in considerazione dal *Sustainable development triangle (2006)* ponderati con i risultati dell'analisi:

- I Risultati LCA per la variabile ambientale con il peso attribuito in base agli indicatori riguardanti biodiversità, inquinamento e utilizzo delle risorse.
- I risultati della Social-LCA sono stati ponderati con un peso attribuito in base agli indicatori relativi agli stakeholder
- I risultati del LCC in relazione alla generazione del profitto, al prezzo offerto e all'efficienza nell'utilizzo delle risorse.

Figura 4.23: Triangolazione delle variabili di sostenibilità del caso studio



Fonte: elaborazione propria.

Il trasporto è rappresentata dall'area del triangolo di colore giallo ed è il risultato del maggior peso dato alla variabile ambientale (50%) e del minor peso attribuito alle altre variabili (25% per la variabile economica e 25% per la variabile sociale).

Al contrario, il soggiorno, rappresentato dall'area in verde, nonostante una non così netta differenza di pesi attribuiti alle variabili (20% ambientale, 40% per la variabile economica e sociale) dimostra un'area minore dell'area relativa al trasporto ma non tanto piccola da ritenersi non importante, a dimostrazione della forte incidenza delle variabili economico-sociale sulla sostenibilità globale.

Va fatta precisazione che i dati risultati dalla triangolazione, risentono dei valori dei pesi attribuiti soggettivamente in base all'esperienza sull'analisi complessiva.

Conclusioni

Nel presente lavoro sono stati esaminati i concetti di sostenibilità secondo l'approccio Life Cycle Thinking. L'approfondito studio della letteratura ha consentito di evidenziare lo stato dell'arte e le metodologie tuttora presenti, in parte consolidate, sul panorama scientifico internazionale, con lo scopo di adattare la metodologia ad ambienti tipici del tessuto imprenditoriale italiano, a volte non confrontabili con la prassi di business internazionale.

Sono poi stati analizzati con cura i singoli strumenti dell'approccio metodologico e alcuni strumenti di calcolo. In particolare, presi in singola analisi, sono stati studiati il Life Cycle Assessment, il Life Cycle Costing e il Social-LCA, per poi applicare le conoscenze acquisite al settore turistico analizzando un modello di struttura tipica italiana, in via di espansione come i Bed and Breakfast.

Si è cercato, così, di rispondere alle domande di ricerca poste all'inizio del lavoro:

Come è possibile sviluppare un modello di valutazione della sostenibilità globale basato sul Life Cycle Thinking?

L'approccio Life Cycle Thinking e il più recente indirizzamento verso il Life Cycle Sustainability Approach deve essere ancora molto perfezionato.

Di conseguenza, tutte le mancanze e le perplessità che si evincono dallo studio sono spunto di ulteriori ricerche e aree da sviluppare al fine di tutelare soprattutto dall'uso errato e non etico degli strumenti analizzati.

Quali strumenti e quali indicatori è possibile usare o sviluppare per condurre una Life Cycle Sustainability Assessment?

Inoltre, per lo sviluppo della metodologia LCSA, è di fondamentale importanza condurre successive ricerche sulle circostanze e i rischi di un doppio conteggio per l'applicazione dei tre singoli strumenti e finché l'approccio LCSA non sarà consolidato sono necessarie ulteriori ricerche anche per quanto riguarda l'aspetto temporale, che è comune solo nel LCC in alcuni approcci che includono l'attualizzazione.

Quali sono le caratteristiche che uno strumento di sostenibilità globale deve avere?

Infine, affrontare le tre dimensioni della sostenibilità rispettando la definizione di sviluppo sostenibile di Brundtland (1987) è possibile unendo i tre pilastri e promuovendo lo scambio e la possibile convergenza delle diverse scuole e attraverso approcci più snelli e di più semplice conduzione e integrazione.

Senza dubbio, gli strumenti basati sul ciclo di vita del prodotto sono i più completi e concettualmente più esaustivi ma, l'ancora alto grado di variabilità e interpretazione degli strumenti non standardizzati apre le porte a margini di aleatorietà ancora troppo ampi.

L'integrazione tra strumenti analitici e di calcolo è la migliore via di espansione e perfezionamento degli strumenti, a dimostrazione del fatto che, il carattere di multidisciplinarietà in questo tema è forse molto più sentito di altri ed è l'unica via che porta al perfezionamento della metodologia, al fine di avere strumenti di sostenibilità completi, efficaci ed esaustivi.

Bibliografia

1. A.A.V.V., 2000. *LCA in the service industries: case study of telecommunications and tourism*. Proc. of the international conference and exhibition on life cycle assessment: tools for sustainability. University of California, Berkeley, 25–27 April 2000 .
2. Akao Y., 1990. *Quality function deployment: integrating customer requirements into product design*. Productivity, Cambridge.
3. Alfaro J. F., Sharp B. E., Miller S.A., 2010. *Developing LCA techniques for emerging system: game theory, agent modeling as prediction tools*. Sustainable System and Technology (ISSST) – IEEE International Symposium. Accessibile in digital library IEEEXplore.ieee.org.
4. Arcese G., 2012. *Relazione tra Carbon Footprint e Green Consuming: opportunità o minaccia per il corretto sviluppo?* In: Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno (a cura di), Atti del IV Convegno della Rete Italiana LCA “Dall’Analisi del ciclo di vita all’Impronta ambientale: percorsi ed esperienze a confronto”, Sessione giovani ricercatori. Bari 7 – 8 Giugno 2012, ISBN 978-88-8286-267-1.
5. Arcese G., Martucci O., 2010. *Lo sviluppo del marchio Ecolabel Europeo nel settore turistico*. In: Gavina Manca, Mario Andrea Franco e Alessio Tola (a cura di), Atti del convegno “I sistemi di gestione ambientale per lo sviluppo eco-sostenibile del territorio”, Alghero – Isola dell’Asinara 24 – 25 Giugno 2010, ISBN 978-88-96412-27-5.
6. Arcese G., Grippa A., Martucci O., 2012. *Connection between Carbon Footprint and Green Consuming: Opportunity or threat for correct development?*, Proceedings of “18th IGWT Symposium - Technology and Innovation for a Sustainable Future: a Commodity Science Perspective” , Roma 24-28 Settembre 2012, ISBN: 978-88-8286-269-5.
7. Arcese G., Lucchetti M. C, Martucci O, 2011. *The Importance of Life Cycle Assessment for Environmental Sustainability: An Empirical Study of a Pharmaceutical Product*. In: Proceeding of Elcas-2 -“2nd International Exergy, Life Cycle Assessment, and Sustainability Workshop & Symposium”. Nisyros – Greece, 19-21 Settembre, ISBN: 978-960-243-679-0.
8. Arcese G., Lucchetti M.C., Martucci O., 2012. *Analysis of sustainability based on Life Cycle Assessment: an empirical study of wine production*. Journal of environmental science and engineering, vol.1, n. 5B/2012, USA, ISSN: 1934-8932.
9. Arcese G., Lucchetti M.C., Merli R., 2012. *Social LCA: a methodology for the application to the tourism sector*, Proceedings of 2nd workshop of DIRE GROUP: “What is sustainable technology? The role of life cycle-based methods in addressing the challenges of sustainability assessment of technologies”, 27/Settembre, Roma, Edizione Enea, ISBN: 978-88-8286-270-1.

10. Arcese G., Lucchetti M.C., Papetti P.; 2012. *The importance of life cycle assessment for environmental sustainability in mozzarella cheese sector: an empirical analysis*, Proceedings of “18th IGWT Symposium - Technology and Innovation for a Sustainable Future: a Commodity Science Perspective”, Roma 24-28 Settembre 2012, ISBN: 978-88-8286-269-5.
11. Arcese G., Martucci O., 2010. *Gestione del Rischio e Sostenibilità Globale: un tentativo di integrazione tra strumenti di Risk Management e Social Life Cycle Assessment*, Atti dei seminari, Rimini 4-6 Novembre; in Ecomondo 2010, Atti dei seminari a cura di Morselli Luciano, Maggioli Editore, ISBN: 8838759359.
12. Aurich J., Fuchs C., deVries M., *An approach to life cycle oriented technical service design*, CIRP Annals - Manufacturing Technology, Vol. 53, No. 1, 2004, pp. 151-154.
13. Azapagic A., Clift R., 1999. *Life cycle assessment and multiobjective optimisation*. Journal of Cleaner Production Vol. 7, No. 2, pp. 135-143.
14. B. Allenby, *Industrial Ecology: Policy Framework and Implementation*, Prentice Hall, 1999.
15. B. Mager, *Service Design: a review*, Köln International School of Design - KISD, 2004.
16. Backmann M., *Design Management as a strategic success factor in the service sector* (in German), University Regensburg, 1998.
17. Baldo G.L., Marino M., Rossi S., 2008. *Analisi del ciclo di vita*, Franco Angeli Ed, Roma.
18. Baldwin C., Wilberforce N., Kapur A., 2011. *Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 16, pp. 40-49.
19. Bartolomeo M., Malaman R., Pavan M., Sammarco G. (1995), *Il bilancio ambientale d'impresa*, Il Sole 24 Ore Libri-Pirola, Milano.
20. Bayart J.B., Bulle C., Deschênes L., Margni M., Pfister, S., Vince F., Koehler A., 2009. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. International Journal of Life Cycle Assessment, submitted.
21. Becken S. & Hay J.E., 2007. *Tourism and Climate Change: Risks and Opportunities*, Channel View Publications, Clevedon, UK.
22. Becker H. A., 2001, *Social impact assessment*, *European Journal of Operational Research* 128, 311-321.
23. Benoît C., Norris G., Valdivia S., Cirotto A., Mober Å., Bos U., Prakash S., Ugaya C., Beck T., 2010. *The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time!*, The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, N. 2, pp. 156-163.
24. Beretta L.M.: 2007, *Learning experience: the root of sustainable change*, Int. J. Learning and Change, Vol. 2, No. 4, 405-419.
25. Berger M., Finkbeiner M., 2010. *Water footprinting: How to address water use in life cycle assessment?*, Sustainability, n. 2, pp. 919-944.

26. Bhatia P., Ranganathan J., 2004. The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard, World Business Council for Sustainable Development (WBCSD).
27. Blengini G. A., Fantoni M., 2009. *Life cycle assessment di scenari alternativi per il trattamento della Forsu*, Rimini- Atti di Ecomondo.
28. Blengini G., Di Carlo T., 2010. *Energy-saving policies and low-energy residential buildings: an LCA case study to support decision makers in Piedmont (Italy)*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, , pp. 652-665.
29. Bontempi S. 2009. *La valutazione economica delle esternalità e la contabilità ambientale e sociale: stato dell'arte, analisi e prospettive dei nuovi strumenti di supporto decisionale e partecipativo*. Tesi di Dottorato in Zootecnia, Alma Mater Studiorum, Università di Bologna.
30. Bovea M.D., Vidal R.: 2004, *Increasing product value by integrating environmental impact, costs and customer valuation*, Resources, Conservation and Recycling, 41, 133-145
31. Bramwell B. & Lane, B., 2008. *Priorities in Sustainable Tourism Research*. *Journal of Sustainable Tourism*, Vol. 16, No. 1, pp. 1-4.
32. Bras-Klapwijk R., 2000. *Environmental Assessment of Scenarios*, Delft University of Technology.
33. Bruntland G.H., 1987. *Our Common Future: The World Commission on Environment and Development*; Oxford University Press: Oxford, UK.
34. Bubeck D., 2002. *Life Cycle Costing (LCC) im Automobilbau*. Verlag Dr. Kovac, Hamburg, Germany.
35. Buhalis D., & Laws E., 2001. *Tourism Distribution Channels: Practices, Issues and Transformations*, Continuum International Publishing Group, London, UK.
36. Cappellaro F. e Scalbi S., 2009. Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo, ENEA.
37. Cappellaro F. e Scalbi S., 2010. Atti del Convegno Scientifico della Rete italiana LCA. La metodologia LCA: approccio proattivo per le tecnologie ambientali. Casi di studio ed esperienze applicative, Padova, 22 aprile.
38. Cappellaro F. e Scalbi S., 2011, Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA. *La rete italiana LCA: prospettive e sviluppi del Life Cycle Assessment in Italia*, Roma, 8 giugno.
39. Castellani V., Piccinelli E, Sala S., 2008. *LCA ed Impronta Ecologica a supporto della pianificazione territoriale in località turistiche*, Proc. "Ecomondo 2008", Rimini, Italy, 5–8 November 2008, pp 491–495
40. Castellani V., Sala S. 2008. *Ecological Footprint: a way to assess impact of tourists' choices at local scale*. Proceedings of Sustainable Tourism 2008, 3-5 September, Malta.
41. Castellani V., Sala S., 2012. *Ecological Footprint and Life Cycle Assessment in the sustainability assessment of tourism activities*. Ecological Indicator, n.16, pp.135–147. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.08.002

42. Cellura M., Ardente F., Longo S., 2009. *LCA applicata alle tecnologie alimentate da fonti rinnovabili di energia*, in Convegno Scientifico Rete Italiana LCA, Università di Palermo, Dipartimento di Ricerche Energetiche ed Ambientali.
43. Chadwick R.A., 1994. *Concepts, definitions, and measures used in travel and tourism research*, in: J.R.B. Ritchie and C.R. Goeldner (ed), *Travel, Tourism, and Hospitality*
44. Chambers T., 2004. *Environmental Assessment of a mass tourism package holiday and a responsible tourism package holiday, using Life Cycle Assessment and Ecological Footprint Analysis*. Master of Science Thesis, Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK.
45. Christopher M., 2005. *Logistics and supply chain management: creating value-added networks*. Harlow, England, New York: Financial Times Prentice Hall.
46. Ciset, Federturismo Confindustria, *Il turismo in italia nel 2011-12*, <http://www.federturismo.it/it/component/docman/docdownload/7055-viiiindagine-ciset> comunicato stampa.
47. Cleary J., 2010. *The incorporation of waste prevention activities into life cycle assessments of municipal solid waste management systems: methodological issues*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, pp. 579-589.
48. Cochran P. L. : 2007, *The evolution of corporate social responsibility*, Business Horizons, 50, 449-454.
49. Commission E 2009 *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook (draft version)*. European Commission, Joint Research Centre (JRC), Institute for Environment and Sustainability (IES), Ispra.
50. Commissione europea – “Più intelligenti e più ecologici - Consumare e produrre in maniera sostenibile” - ISBN 978-92-79-15741-7.
51. Commissione Europea, 2007. Biofuel Progress, Report.
52. Commissione Europea, 2010. *Publications of the European Platform of LCA Including the ILCD Handbook*; Brussels, Belgium, (<http://lct.jrc.ec.europa.eu/publications>).
53. Commissione Europea, 2011. Libro Verde, (COM 2011 681). (Libro Verde: Promuovere un quadro europeo per la responsabilità sociale delle imprese, Commissione Europea 18/7/2001)
54. Comunicazione 2008/397 sul "Piano d'Azione per un Consumo, una Produzione e una Industria Sostenibili".
55. Comunicazione COM 2008 400 “Public procurement for a better environment”.
56. Comunicazione della Commissione del 26.1.2011 “A resource-efficient Europe – Flagship initiative of the Europe 2020 Strategy”.
57. Consoli F., Allen D. Boustead I., Fava J., Franklin W., Jensen A.A., de Oude N., Parrish R., Perriman R. Postlethwaite D., Quay B., Seguin J. & Vigon B.,

1993. *Guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice*. SETAC Press, Sesimbra, Portugal, and Pensacola, USA.
58. Cooper M.C., Ellram L. M., 1993. *Characteristics of Supply Chain Management and the Implication for Purchasing and Logistics Strategy*, The International Journal of Logistics Management, Vol. 4, No. 2, pp. 13-24.
59. Corsico S., 2007. *Adattamento della metodologia LCA all'analisi e valutazione degli impatti generati dal turismo: un caso di studio*. Final Degree Thesis, Scienze Ambientali, D. Pitea (supervisor), Università degli Studi Milano-Bicocca, Milan, Italy.
60. Crul M., Diehl J.C., 2007. *Design for Sustainability (D4S): A Practical Approach for Developing Economies*. UNEP,
61. De Beer P., Friend F. : 2006, *Environmental accounting: A management tool for enhancing corporate environmental and economic performance*, Ecological Economics, 58, 548-551
62. De Camillis C, Petti L, Raggi A 2008 *LCA: a key-tool for sustainable tourism?* Proceedings of the 8th international conference on EcoBalance, Tokyo, Japan, 10–12 December 2008, pp 485–488.
63. De Camillis C, Raggi A, Petti L 2010 *Ecodesign for services: an innovative comprehensive method*. International Journal of sustainable Economy (in press).
64. De Camillis C., Peeters P., Petti L., Raggi A., 2012. *Tourism Life Cycle Assessment (LCA): Proposal of a New Methodological Framework for Sustainable Consumption and Production, Visions for Global Tourism Industry - Creating and Sustaining Competitive Strategies*, Dr. Murat Kasimoglu (Ed.), ISBN: 978-953-51-0520-6, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/visions-for-global-tourismindustry-creating-and-sustaining-competitive-strategies/tourism-life-cycle-assessment-lca-a-newmethodological-framework-for-sustainable-consumption-and-pro>
65. De Camillis C., Petti L. & Raggi A., 2008. *LCA: a key-tool for Sustainable Tourism?* Proceedings of the 8th International Conference on EcoBalance. Tokyo, Japan, 10-12 December 2008, pp. 485-488.
66. De Camillis C., Raggi A, Petti L., 2010 . *Tourism LCA: state-of-the-art and perspectives*, International Journal of Life Cycle Assessment, n. 15, pp.148–155, DOI 10.1007/s11367-009-0139-8.
67. De Camillis C., Raggi A., Petti L., 2010. *Tourism LCA: state-of-the-art and perspectives*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, x, pp. 148-155.
68. De Lieto Vollaro A., 2004. *La valutazione del ciclo di vita (LCA) e le sue applicazioni alla gestione dei rifiuti*, Università di Roma, 2004.
69. De Martino M., 2010. *Petrolio, il nostro futuro*, Oil Tabloid, n°11-09.
70. Del Borghi A., 2007. *The application of the environmental product declaration to waste disposal in a sanitary landfill: four case studies*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 12, No. 1, pp. 40-49.

71. Del Borghi A., 2008. *Development of PCR for WWTP based on a case study*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 13, No. 6, pp. 512-521.
72. Direttiva 2009/125/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 ottobre 2009 relativa all'istituzione di un quadro per l'elaborazione di specifiche per la progettazione ecocompatibile dei prodotti connessi all'energia.
73. DM 12/10/09 (GU n. 269 del 9-11-09).
74. DM 22/2/11 (GU n. 64 del 19-3-11).
75. DM 25/7/11(GU n. 220 del 21-9-11).
76. *Documento di Firenze su (produzione e) consumo sostenibile*, 2008.
77. *Documento preliminare per la strategia italiana per il consumo e produzione sostenibili*, Bozza per la consultazione del 7 marzo 2008.
78. Dreyer L.C., Hauschild M.Z. : 2006, *Scoping Must be Done in Accordance with the Goal Definition, also in Social LCA*, Int J LCA 11 (2), 87.
79. Dreyer L.C., Hauschild M.Z., Schierbeck J. : 2006, *A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment*, Int J LCA 11 (2), 88-97.
80. Dreyer L.C., Hauschild M.Z., Schierbeck J., 2006. *A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment*, The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 11, n. 2, pp 88 – 97.
81. Durairaj S.K., Ong S.K. , Nee A.Y.C., Tan R.B.H., 2002. *Evaluation of Life Cycle Cost Analysis Methodologies*. COrporate Environmental Strategy, Vol. 9, No. 1.
82. EC JRC, 2007. *Carbon Footprint: What it is and how to measure it*, European Platform on Life Cycle Assessment European Commission, Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.
83. Ecosystems Training Pack, 2009. (<http://www.wbcsd.org/web/connectingthedots.htm>).
84. Ehrenfeld J., Gertler N., 1997. *Industrial Ecology in PracticeThe Evolution of Interdependence at Kalundborg*, Journal of Industrial Ecology, n.1(1) pp.67-79.
85. Elghali L., et al., 2006. *Support for sustainable development policy decisions: a case study from highway maintenance*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 11, No. 1, pp. 29-39.
86. Ellram L.M., Cooper M.C., 1990. *Supply Chain Management, Partnerships, and the Shipper-Third Party Relationship*, The International Journal of Logistics Management, Vol. 1, No. 2, pp. 1-10.
87. Emmenegger M. F., Frischknecht R., Stutz M., Guggisberg M., Witschi R., Otto T., 2006. *Life cycle assessment of the mobile communication system UMTS: towards eco-efficient systems*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 11, No. 4, pp. 265-276, <http://dx.doi.org/10.1065%2flca2004.12.193>
88. EPA, 2010. *An overview of biodiesel and petroleum diesel life cycles*, U.S. Department of agriculture and, U.S. Department of energy.
89. Erkman S., *Industrial Ecology: an historical view*, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 5, No.1-2, 1997, pp. 01-10.

90. European Commission, 2003. *Communication on Integrated Product Policy*, Brussels, Belgium.
91. Eyerer P., 1996. *Ganzheitliche Bilanzierung—Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen*; Springer: Heidelberg, Switzerland.
92. Facchinetti I., 2001. *Contabilità analitica. Calcolo dei costi e decisioni aziendali*, Il sole 24ore.
93. Fava J., Hall J., 2004. *Why Take a Life Cycle Approach?*, UNEP/SETAC (<http://www.unep.fr/scp/lcinitiative/publications/>).
94. Fet A.M.: 2006, *Environmental management and corporate social responsibility*, *Clean Techn Environ Policy* 8, 217-218.
95. Finkbeiner M., 1999. *Produkt-Ökobilanzen - Methode und Anwendung*. TÜV-Umweltmanagement-Berater, Myska, M., Ed.; Cologne, Germany, pp. 1-20.
96. Finkbeiner M., 2009. *Carbon Footprinting—Opportunities and threats*, *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol.14, pp. 91-94.
97. Finkbeiner M., Günzel U., 2005. *Analyse von Methoden zur sozialen Produktbewertung und Verwendbarkeit im Kontext von Ökobilanzen*, DaimlerChrysler AG: Stuttgart, Germany.
98. Finkbeiner M., Inaba A., Tan R.B.H., Christiansen K., Klüppel H.J., 2006. *The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 11, pp.80-85.
99. Finkbeiner M., Saur K.,1999. *Ganzheitliche Bewertung in der Praxis, Ökologische Bewertung von Produkten, Betrieben und Branchen - Symposium Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie Österreich: Vienna, Austria*.
100. Finzi A.C., Moore D.J.P., De Lucia E.H., Lichter J., Hofmockel K.S., Jackson R.B., Kim H.S., Matamala R., McCarthy H.R., Oren R., Pippen J.S., Schlesinger W.H., 2006. *Progressive nitrogen limitation of ecosystem processes under elevated CO2 in a warm-temperate forest*. *Ecology*, n.87, pp. 15-25.
101. Floridia D., 2007. *Studio delle metodologie di Life Cycle Assessment applicate al servizio turistico: il caso di una struttura ricettiva di Abano-Montegrotto*. Final Degree Thesis, Scienze Ambientali, D. Pitea (supervisor), Università degli Studi MilanoBicocca, Milan, Italy.
102. Font X., & Buckley R., 2001. *Tourism Ecolabelling: Certification and Promotion of Sustainable Management*, CABI Publishing, New York, NY, USA.
103. Font X., 2002. *Environmental certification in tourism and hospitality: progress, process and prospects*. *Tourism Management*, Vol. 23, No. 3, pp.197-205.
104. Franzeck J., 1997. *Methodik der Lebenszykluskostenanalyse und-planung (Life Cycle Costing) für die Entwicklung technischer Produktsysteme*

- unter Berücksichtigung umweltlicher Effekte*; University Stuttgart: Stuttgart, Germany.
105. Frischknecht R., Braunschweig A., Hofstetter P., Suter P.: 2000, *Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment*, *Environmental impact assessment*, Review, 20, 159-189
 106. Frischknecht R., Stucki M., 2010. *Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 15, pp. 806-816.
 107. Fullana P., Frankl P., Kreissig, J., 2008. *Communication of Life Cycle Information in the Building and Energy Sectors*, UNEP/SETAC (<http://www.unep.fr/scp/lcinitiative/publications>).
 108. Gauthier C, 2005. *Measuring Corporate Social and Environmental Performance: The Extended Life-Cycle Assessment*. *J Bus Ethics* 59 (1–2) 199–206
 109. Gini C., 1921. *Measurement of inequality of incomes*. *Economic Journal*, n.31, pp.124-126.
 110. Global Reporting Initiative, 2002. *Sustainability Reporting Guidelines*; GRI: Boston, MA, USA.
 111. Goedkoop M., Spriensma R., 1999. *Eco-indicator 99, a damage oriented LCA impact assessment method*. Methodology Report. Amersfoort.
 112. Goedkoop M., Spriensma R., 1999. *Eco-indicator 99, a damage oriented LCA impact assessment method*. Methodology Annex. Amersfoort, 1999
 113. Gössling S., Peeters P. M., Ceron J. P., Dubois G., Patterson T. & Richardson R. B., 2005. *The eco-efficiency of tourism*. *Ecological Economics*, Vol. 54, No. 4, pp. 417– 434.
 114. Graburn N.H.H., 2004. *The anthropology of tourism*, in S. Williams (ed.), *Tourism: Critical Concepts in the Social Sciences*, pp. 91-112, Routledge, New York, NY, USA.
 115. Graedel T. E., Allenby Braden R., 2009. *Industrial ecology and sustainable engineering*, Pearson.
 116. Graedel T., Life-cycle assessment in the service industries, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 1, No. 4, 1998, pp. 57-70.
 117. Graedel T., Saxton E., 2002. *Improving the overall environmental performance of existing telecommunications facilities*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 7, No.4, pp. 219-224.
 118. Graedel T.E., 1997. *Life-cycle assessment in the service industries*. *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 1, No. 4, pp. 57-70.
 119. Graedel TE, Allembly BR., 2002: *Industrial Ecology*, Upper Saddle River, NJ, Prentice-Hal.
 120. Griebßhammer R., Benoît C., Dreyer L.C., Flysjö A., Manhart A., Mazijn B., Méthot A., Weidema B., 2006. *Feasibility Study: Integration of social aspects into LCA*, Gent University paper.

121. Griebhammer R., Benoît C., Dreyer L.C., Flysjö A., Manhart A., Mazijn B., Méthot A. & Weidema B.P. 2006. *Feasibility Study: Integration of Social Aspects into LCA*, United Nations Environment Program, Society of Environmental Toxicology and Chemistry Life Cycle Initiative, Freiburg, Germany.
122. Grippa A., Arcese G., Lucchetti M.C., 2010. *Moving Towards Zero km distribution model reduces to Environmental Impact and preserve food quality and safeness*. In: Notarnicola B., Settanni E., Tassielli G., Giungato P., “Lcafood 2010 VII International conference on life cycle assessment in the agri-food sector” proceedings, volume 2, Bari 22-24 Settembre 2010; ISBN 978-88-88793-29-0.
123. Guidelines and principles for social impact assessment, *Environmental Impact Assessment Review*, 15, 11-43.
124. Günther, E., 2003. Schuh, H. Nachhaltige Entwicklung - eine Herausforderung für unternehmerische Entscheidungen, Wahrnehmung von Verantwortung als Voraussetzung einer nachhaltigen Entwicklung. In *Quantitative Modelle und nachhaltige Ansätze der Unternehmensführung*; Physica: Heidelberg, Germany, pp. 199-214.
125. Hamele H. & Eckardt S., 2007. *Environmental Initiatives by European Tourism Businesses: Instruments, Indicators and Practical Examples, Ecotrans*, Saarbrücken, Germany – Universität Stuttgart, Stuttgart, Institute for Energy Research (IER), Germany.
126. Hamele H., & van der Burgh R., 2006. *TourBench: Monitoring and Benchmarking of Environmental Consumption and Cost in Tourist Accommodation Services*, Ecotrans, Saarbrücken, Germany – Universität Stuttgart, Stuttgart, Institute for Energy Research (IER), Germany.
127. Hamele H., Haas E., Kusters N., Hammerl M., Proctor J., Pils M., Vitali P., Diwok D., Wendenbaum M., Kuitert K., & Ouwehand M., 2004. *The VISIT Initiative: Tourism Eco-labelling in Europe – Moving the Market towards Sustainability*, Ecotrans, Saarbrücken, Germany.
128. Hardi P., Semple P., 2000. *The Dashboard of Sustainability—From a Metaphor to an Operational Set of Indices*. In Proceedings of the Fifth International Conference on Social Science Methodology, Cologne, Germany, 3-6/10.
129. Hauschild M.Z., Dreyer L.C., Jørgensen A.: 2008, *Assessing social impacts in a life cycle perspective—Lessons learned*, CIRP Annals - Manufacturing Technology 57, 21–24.
130. Hausman, J.A., 1981. *Exact Consumer's Surplus and Deadweight Loss*. The American Economic Review. Vol. 71, No. 4, pp. 662-676.
131. Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G., Lankreijer R.M., Udo de Haes H.A., Wegener Sleeswijk A., Ansems A.M.M., Eggels A.M.M., van Duin, R. & de Goede H.P., 1992. *Environmental Life-Cycle Assessment of Products: Guide and Backgrounds*, Centre for Environmental Science, Leiden, The Netherlands.

132. Heiskanen E., 2002. *The institutional logic of life cycle thinking*. Journal of Cleaner Production, Vol. 10, No. 5, pp. 427-437.
133. Heiskanen E.: 1999, *Every product cast a shadow: but can we see it, and can we act on it* Environmental Science & Policy, 2, 61-74.
134. Hirschier R., Reichart I., 2003. *Multifunctional electronic media – traditional media: the problem of an adequate functional unit*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8, No. 4, pp. 201-208.
135. Hofstetter P., Braunschweig A., Mettier, T., Müller-Wenk R., Tietje O., 1999. *The Mixing Triangle: Correlation and Graphical Decision Support for LCA-based Comparisons*. Journal of Industrial Ecology, n. 3, pp. 97-115.
136. Hofstetter P., Braunschweig A., Mettier T., Müller-Wenk R., Tietje O., 1999. *The Mixing Triangle: Correlation and Graphical Decision Support for LCA-based Comparisons*. Journal of Industrial Ecology, 3, pp. 97–115. doi: 10.1162/108819899569584
137. Hofstetter, P.; Braunschweig A., Mettier T., Müller-Wenk R., Tietje O.; 2000. *Dominance Analysis in the Mixing Triangle, A Graphical Decision Support Tool for Product Comparisons*. Journal of industrial ecology, vol.3, n.4.
138. http://www.cebrasse.org.br/downloads/anuario_cebrasse.pdf.
139. <http://www.d4s-sbs.org>.
140. <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/staff/heiujungs/publications.html>
141. http://www.pre.nl/pss/download_PSSreport.htm
142. http://www.score-network.org/files/806_1.pdf
143. <http://www.unep.fr/scp/design/pdf/pss-brochure-final.pdf>.
144. <http://www.unep.fr/scp/publications/details.asp?id=DTI/0826/PA>.
145. Hunkeler D. 2006. *Societal LCA methodology and case study*, The International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 11, N. 6/November, pp. 371–382.
146. Hunkeler D., & Rebitzer G., 2005. *The future of life cycle assessment*. The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 10, No. 5, pp. 305-308.
147. Hunkeler D., 2006. *Societal LCA methodology and case study*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 11, No. 6, pp. 371-382.
148. Hunkeler D., Lichtenwort K., Rebitzer G., 2008. *Environmental Life Cycle Costing*, SETAC publication. New York, Taylor & Francis Group in collaboration with the Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
149. Hunkeler D., Lichtenwort K., Rebitzer G., 2008. *Environmental Life Cycle Costing*, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
150. Hunkeler D., Rebitzer G. : 2005, *The Future of Life Cycle Assessment*, Int J LCA 10 (5) 305-308.
151. Hunkeler D.: 2006, *Societal LCA Methodology and Case Study*, Int J LCA 11 (6), 371-382. Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment:

152. Hunkeler, D 2006: Societal LCA methodology and case study. *Int J Life Cycle Assess* Volume 11, Number 6 / November, 2006 (371–382) IKP, PE, 2002.
153. Hunter C., & Shaw J., 2007. *The ecological footprint as a key indicator of sustainable tourism*, *Tourism Management*, Vol. 28, No. 1, pp. 46-57.
154. International Energy Agency, 2010. *World Energy Outlook*.
155. International Organization for Standardization - ISO, *ISO 14040: Environmental management -life cycle assessment - principles and framework*, ISO copyright office, 2006.
156. International Organization for Standardization - ISO, *ISO 14044: Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines*, ISO copyright office, 2006.
157. Jensen A.A., Remmen A., 2005. Background Report for a UNEP Guide to LIFE CYCLE MANAGEMENT: A bridge to sustainable products, UNEP technical report (at <http://lcinitiative.unep.fr>).
158. Jesinghaus J., 2000. *On the Art of Aggregating Apples & Oranges*; Fondazione Eni Enrico Mattei, Milan, Italy.
159. Johnson D.. 2002. *Environmentally sustainable cruise tourism: a reality check*, *Marine Policy*, Vol. 26, No 4, pp. 261–270.
160. Jørgensen A. at al, 2010. *Defining the baseline in social life cycle assessment*, *The International Journal of Life Cycle Assessment*,
161. Jørgensen A. at al, 2010., *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Springer Berlin / Heidelberg.
162. Jørgensen A., Finkbeiner M., Jørgensen M.S., Hauschild M.Z., 2010. *Defining the baseline in social life cycle assessment*, *International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 15, pp. 376-384.
163. Jørgensen A., Hauschild M.Z., Jørgensen M.S., Wangel A., 2009. *Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective*, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 14, n. 3, pp. 204-214.
164. Jørgensen A., Le Bocq A., Nazarkina L., Hauschild M. : 2008, *Methodologies for Social Life Cycle Assessment*, *Int J LCA* 13 (2), 96-103.
165. JRC European Commission, 2010. *ILCD handbook: general guide per life cycle assessment*.
166. Judd D.R. 2006, *Commentary: tracing the commodity chain of global tourism*. *Tour Geogr* 8(4):323–336.
167. Jungbluth N., Tietje O., Scholz R., 2000. *Food purchases: impacts from the consumers' point of view investigated with a modular LCA*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 5, No. 3, pp. 134-142.
168. Junnila S., Empirical comparison of process and economic input-output life cycle assessment in services industries, *Environmental Science and Technology*, Vol. 40, No. 22, 2006, pp. 7070-7076.

169. Junnila S., Environmental impact and intensity of processes in selected services companies, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 13, No. 3, 2009, pp. 422-437.
170. Kasimoglu M., 2012. Visions for Global Tourism Industry - Creating and Sustaining Competitive Strategies, InTech Europe, ISBN 978-953-51-0520-6.
171. Kaufman R.J., 1970. *Life cycle costing: A decision-making tool for capital equipment acquisition*. Cost Management. March-April, pp. 21-28.
172. Kloepffer W., 2008. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13, n.2, pp. 89-95.
173. Kloepffer, W. Life-Cycle Based Sustainability Assessment as Part of LCM. In *Proceedings of the 3rd International Conference on Life Cycle Management*, Zurich, Switzerland, 27–29 August 2007.
174. Klöpffer W.: 2002, *Life-cycle based methods for sustainable product development*, Life-cycle Approaches to Sustainable Consumption Workshop Proceedings, 22 November 2002, 133-138.
175. Knörr W., 2008. *EcoPassenger: environmental methodology and data*, Ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg, Germany.
176. Koehler A., 2008. *Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources*. International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 13, n. 6, pp.451–455.
177. Kofoworola O., Gheewala, S., 2008. *Environmental life cycle assessment of a commercial office building in Thailand*, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 13, pp. 498-511.
178. Kohler N, Klingele M., 1995. *Baustoffdaten—Ökoinventare*. Institut für Industrielle Bauproduktion der Universität Karlsruhe (TU), Lehrstuhl Bauklimatik und Bauökologie (ifib) an der Hochschul für Architektur und Bauwesen (HAB) Weimar, Institut für Energietechnik (ESU) an der Eidgenössischen Technischen Hochschule (ETH) Zürich, M. Holliger Energie Bern. Karlsruhe.
179. Korhonen J.: 2003, *On the Ethics of Corporate Social Responsibility – Considering the Paradigm of Industrial Metabolism*, Journal of Business Ethics, 48, 301-315.
180. Krozer Y., 2008. *Life cycle costing for innovations in product chains*. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 16, No. 3, pp. 310-321
181. Kruse S.A., Flysjö A, Kasperszyk N., Scholz A. J. 2008, *Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment – an application to salmon production systems*, The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 14, n.1, pp. 8-18.
182. Kruse S.A., Flysjö A., Kasperszyk N., Scholz A.J., 2008. *Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment – an application to salmon production systems*, Int J LCA 14 LCA (1) 8-18.

183. Kuo N.W., Chen P.H., 2009. *Quantifying energy use, carbon dioxide emission, and other environmental loads from island tourism based on a life cycle assessment approach*. J Clean Prod 17 (15):1324–1330.
184. Kuo N.W., Hsiao T.Y., and Lan C.F., 2005. “*Tourism management and industrial ecology: a case study of food service in Taiwan*”, *Tourism Management*, Vol. 26, No 4, pp. 503–508.
185. Kusters N., 2004. *Demonstrating how an integrated ecolabeling and tour operating supply chain management strategy can foster sustainability in tourism*, LIFE04 ENV/NL/000661.
186. Kusters N., 2004. *Demonstrating how an integrated ecolabeling and tour operating supply chain management strategy can foster sustainability in tourism*. Project no. LIFE04 ENV/NL/000661.
187. La Londe B.J., 1997. *Supply Chain Management: Myth or Reality?*, *Supply Chain Management Review*, Vol.1, No.1, pp. 6-7.
188. Labuschagne C., Brent A.C.: 2006, *Social Indicators for Sustainable Project and Technology Life Cycle Management in the Process Industry*, Int J LCA 11 (1), 3-15.
189. Lafratta P., 2004. *Strumenti innovativi per lo sviluppo sostenibile*, Franco Angeli Ed., Roma.
190. Lanza A., 2006. *Lo sviluppo sostenibile*, Edizioni Il Mulino.
191. Lehtonen Markku: 2004, *The environmental – social interface of sustainable development: capabilities, social capital, institutions*, *Ecological Economics* 49, 199-214.
192. Leiper N., 2008. *Why ‘the tourism industry’ is misleading as a generic expression: The case for the plural variation, ‘tourism industries’*. *Tourism Management*, Vol. 29, No. 2, pp. 237-251.
193. Lew A.A., Hall C.M., & Williams A.M., 2004. *A Companion to Tourism*, Blackwell Publishing, Oxford, UK.
194. Li L., & Geiser K., 2004. *Environmentally responsible public procurement (ERPP) and its implications for integrated product policy (IPP)*. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 13, No. 7, pp. 705-715.
195. Liamsanguan C., Gheewala S., 2007. *Environmental assessment of energy production from municipal solid waste incineration*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 12, No. 7, pp. 529-536.
196. Lombardi M., 1997. *Rischio Ambientale e comunicazione*, Franco Angeli, Milano.
197. Lucchetti M.C., Martucci O., Arcese G., 2010. *The Environmental Certification of agri-food products: LCA of the extra-vergin oil*. In: The 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Notarnicola B., Settanni E., Tassielli G., Giungato P., “Lcafood 2010 VII International conference on life cycle assessment in the agri-food sector” proceedings, volume 2, Bari 22-24 Settembre 2010; ISBN 978-88-88793-29-0.

198. Lucchetti M.C., Arcese G., 2012. *Innovazione*. In: Chiacchierini E., Tecnologia e Produzione. pp. 99-152, Ed. CEDAM - Padova, ISBN: 978-88-13-299859.
199. Lucchetti M.C., Arcese G., Grippa A., Martucci O., 2010. *From the producer to the consumer: walking towards safety and quality along goods and food chain*. CALITATEA-ACCES LA SUCCES, vol. 2, ISSN: 1582-2559.
200. Lucchetti M.C., Arcese G., Martucci O., 2010. *Life cycle assessment of wine productions*, Atti del convegno “The 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector”, in: Notarnicola B., Settanni E., Tassielli G., Giungato P., “Lcafood 2010 VII International conference on life cycle assessment in the agri-food sector” proceedings, volume 2, Bari 22-24 Settembre 2010; ISBN 978-88-88793-29-0.
201. Lucchetti M.C., Papetti P., Arcese G., 2012. *Eco -innovation and green economy: the role of sustainability life cycle assessment*, Planet Under Pressure, 25–29/03, publication in Abstract, Elsevier conference, P2.221.
202. Lucchetti M.C., Papetti P., Arcese G., 2012. *Eco -innovation and green economy: the role of sustainability life cycle assessment*, Planet under pressure, 25 – 29 March, publication in Abstract.
203. Lucchetti M.C., Romano I., Arcese G., 2012. *Carbon Footprint: un’analisi empirica nella produzione dell’olio*. In: Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno (a cura di), Atti del IV Convegno della Rete Italiana LCA “Dall’Analisi del ciclo di vita all’Impronta ambientale: percorsi ed esperienze a confronto”. Bari 7 – 8 Giugno 2012, ISBN 978-88-8286-267-1.
204. Martucci O. Arcese G., 2010. *Aree Marine protette in Italia: aspetti economici, sociali ed ambientali*. In: Gavina Manca, Mario Andrea Franco e Alessio Tola (a cura di), Atti del convegno “I sistemi di gestione ambientale per lo sviluppo eco-sostenibile del territorio”, Alghero – Isola dell’Asinara 24 – 25 Giugno 2010, ISBN 978-88-96412-27-5.
205. Martucci O., Lucchetti M.C., Arcese G., 2011. *Life Cycle Assessment nel comparto petrolifero: valutazione della possibilità di applicazione nel settore dei biocarburanti*. In: Industrial Ecology. I principi, le applicazioni a supporto della green economy. Ecomondo 9-12/11/2011, MAGGIOLI EDITORE, ISBN:978-88-387-6986-9.
206. Maslow A.H., 1943. *A Theory of Human Motivation*, Psychology Review, n.50, pp. 370-396.
207. Masoni P., Zamagni A., Raggi A., 2009. *Integrazione di modelli economici e ambientali nella Life Cycle Sustainability Analysis*, ENEA, Centro Ricerche E. Clementel – Dipartimento Scienze Aziendali, Statistiche, Tecnologiche e Ambientali Università G. D’Annunzio, Atti di Ecomondo.
208. MATTM 2009, Decreto Ministeriale n.33 del 15 aprile.

209. Maxwell D., Sheate W., & van der Vorst R., 2006. *Functional and systems aspects of the sustainable product and service development approach for industry*, Journal of Cleaner Production, Vol. 14, No. 17, pp. 1466-1479.
210. Mayers K., 2007. *Strategic, financial, and design implications of extended producer responsibility in Europe: a producer case study*. Journal of Industrial Ecology, Vol. 11, No. 3, pp. 113-131.
211. Mazzoni E., 2004. *Analisi del ciclo di vita nel settore turistico: criteri per l'attribuzione dell'Ecolabel*. Final degree dissertation (in Italian), prof. L. Bruzzi (supervisor), Università di Bologna, Ravenna, Italy.
212. Mazzoni E., Bruzzi L., Sára B., Scimìa E., 2004. *Valutazione energetico ambientale del ciclo di vita del servizio turistico ricettivo*. In: Morselli L. (Ed.) Ecomondo 2004. Atti dei seminari (in Italian), 3–6 November 2004, Rimini. Maggioli Editore, Santarcangelo di Romagna, Italy.
213. McCrory P., 2006. *Take nothing but pictures, leave nothing but footprints...?* British Journal of Sports Medicine, Vol. 40, No. 7, pp. 893-894.
214. Mentzer J.T., DeWitt W., Keebler J.S., Min S., Nix N.W., Smith C.D. e Zacharia Z.G., 2001. Defining Supply Chain Management, in: Journal of Business Logistics, Vol. 22, No. 2, pp. 1-25.
215. Merli R., 2012. *La responsabilità sociale di impresa: aspetti teorici e strumenti operativi*, Cedam.
216. Middleton V.T.C., 1989. *Tourist product*, in S.F. Witt & L. Moutinho (ed.), Tourism Marketing and Management Handbook, pp. 573-576, Prentice-Hall, Hemel Hempstead, UK.
217. Ministero dell'Ambiente, 2008, "*Piano d'Azione per la sostenibilità ambientale dei consumi nel settore della pubblica amministrazione (ovvero Piano nazionale d'azione sul green public procurement - PAN GPP)*".
218. Mirata M., 2012. *Experiences from early stages of a National industrial symbiosis programme in the UK. Determinants and coordination challenges*, Journal of Cleaner production, n.12 (8-10), pp.967-983.
219. Misceo M., Buonamici R., Buttol P., Naldesi L., Grimaldi F. & Rinaldi C., 2004. *TESPI (Tool for Environmental Sound Product Innovation): a simplified software tool to support environmentally conscious design in SMEs*. Proceedings of SPIE - Environmentally Conscious Manufacturing IV, 26-27 October 2004, SPIE—The International Society for Optical Engineering Vol. 5583, Philadelphia, Pennsylvania, USA, pp. 186-192.
220. Moritz S., *Service Design: practical access to an evolving field*, Köln International School of Design – KISD, 2005.
221. Munasinghe Institute for Sustainable Development, Mohan Munasinghe (Lead Author);Cutler J. Cleveland (Topic Editor) "Sustainable development triangle". In: Encyclopedia of Earth. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). [First published in the Encyclopedia of Earth January 29, 2007; Last revised Date March 21, 2013; Retrieved April 5, 2013, http://www.eoearth.org/article/Sustainable_development_triangle.

222. Neri P., 2009. *L'analisi ambientale dei prodotti agroalimentari con il Metodo del Life Cycle Assessment*, Palermo, Arpa Strumenti (Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile e l'ambiente).
223. Norme UNI EN ISO 14040, 2006.
224. Norme UNI EN ISO 14044, 2006.
225. Norris G.A. : 2006, *Social Impacts in Product Life Cycles*, Int J LCA 11, Special Issue 1, 97-104.
226. Norris G.A., 2001. *Integrating life cycle cost analysis and LCA*. The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 6, No. 2, pp. 118-120.
227. Notarnicola B., 2008. *Strumenti tecnici a supporto delle certificazioni ambientali: l'Analisi del Ciclo di Vita (LCA)*. In Buonfrate A.: Codice dell'Ambiente, UTET pg. 787-811.
228. Notarnicola B., Tassielli G., Settanni E., 2005. *Life Cycle Costing e ambiente: lineamenti metodologici e applicazione alla produzione di energia elettrica*. Ambiente, Risorse, Salute, n. 101, pp.14-19.
229. O'Brien M., Doig A, Clift R.: 1996, *Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA) Approach and Methodological Development*, Int J LCA 1 (4), 231-237.
230. Oliver-Solà J., Josa A., Gabarrell X., Rieradevall J., 2009. *Environmental optimization of concrete sidewalks in urban areas*. International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 14, pp. 302-312.
231. Parent J., Cucuzzella C., Revéret J.P. 2010. *Impact assessment in SLCA: sorting the sLCA methods according to their outcomes*, The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, pp 164–171.
232. Patterson M, McDonald G 2004 *How clean and green is New Zealand tourism? Lifecycle and future environmental impacts*. Manaaki Whenua Press, Landcare Research, Lincoln.
233. Patterson M., and McDonald G., 2004., *How Clean and Green is New Zealand Tourism? Lifecycle and Future Environmental Impacts*, Manaaki Whenua Press, Landcare Research, Lincoln, Canterbury, New Zealand.
234. Paulsen J., 2003. The maintenance of linoleum and PVC floor coverings in Sweden: the significance of the usage phase in an LCA, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8, No. 6 , pp. 357-364.
235. Peacock N., De Camillis C., Pennington D., Aichinger H., Parenti A., Brentrup F., Raggi A., Renaud J., Sára B., Schenker U., Unger N. & Ziegler, F. 2011. *Towards the Harmonised Framework Methodology for the Environmental Assessment of Food and Drink Products*. The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 16, No. 3, pp. 189-197.
236. Peeters P., Gössling S. & Lane B. 2009. *Moving towards low-carbon tourism: New opportunities for destinations and tour operators*, in Gössling, C.M. Hall & D.B. Weaver (ed.), *Tourism Futures: Perspectives on Systems, Restructuring and Innovations*, pp 240-257, Routledge, New York, USA.

237. Peeters P., Gössling S., Lane B., 2009. *Moving towards low-carbon tourism: new opportunities for destinations and tour operators*. In: Gössling S, Hall CM, Weaver DB (eds) *Tourism futures: perspectives on systems, restructuring and innovations*. Routledge, New York, USA.
238. Peeters P., Landré M., 2012. *The Emerging Global Tourism Geography—An Environmental Sustainability Perspective*. Sustainability 4, n. 1, pp.42-71.
239. Peeters P., Schouten F., 2005. *Reducing the ecological footprint of inbound tourism and transport to Amsterdam*. J Sustain Tour 14 (2):157–171.
240. Peeters P., Szimba E., Duijnsveld M., 2007. *Major environmental impacts of European tourist transport*. J Transp Geogr 15:83–93.
241. Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg, T. & Rebitzer G., 2004. *Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice*. Environment International, Vol. 30, No. 5, pp. 721-739.
242. Petti L., and Tontodonati S., 2002. “The Use of LCA as a Tool to Implement EPDs: An Application to Hotel Services”, *Proceedings of the Fifth International Conference on Ecobalance*, Tsukuba, Japan, pp. 329-332
243. Petti L., Campanella P., 2009. *The social LCA: the state of art of an evolving methodology*, The Annals of The "Ștefan cel Mare" University of Suceava. Fascicle of The Faculty of Economics and Public Administration, Vol. 9, No. 2-10.
244. Petti L., Raggi A., Scimìa E. and Sára B. 2004. “Eco-labelling for hotel services”, *Proc. Sixth International Conference on EcoBalance*, Tsukuba, Japan, 25-27 October 2004, pp. 621-622 .
245. Petti L., Raggi A., Scimìa E., Sára B., 2004. *Eco-labelling for hotel services*. Proc. of the sixth international conference on EcoBalance, Tsukuba, Japan, 25–27 October, pp 621–622.
246. Petti L., Tontodonati S., 2002. *The use of LCA as a tool to implement EPDs: an application to hotel services*. Proceedings of the fifth international conference on Ecobalance, 6–8 November 2002, Tsukuba, Japan, pp 329–332.
247. Pignatelli V., 2007. *Presente e Futuro dei Biocarburanti in Italia, Atti del convegno: “Bioetanolo dalla produzione all’utilizzo – Analisi e discussione delle Potenzialità”*, ENEA, Padova.
248. Progetto Bionett, 2008. *Manuale sui biocarburanti per autotrazione*, Handbook, 2008.
249. Raggi A., & Petti L., 2006a. *A newly developed integrated environment-quality approach for the design of hotel services*. Progress in Industrial Ecology, An International Journal, Vol. 3, No. 3, pp. 251-271.
250. Raggi A., & Petti L., 2006b. *Life Cycle Assessment and tourism services*, In: Workshop “Stato dell’arte e prospettive degli studi di Life Cycle Assessment in Italia”, Bologna, 18 October 2006, accessed: 20 November 2011, URL: <http://www.reteitalianalca.it/larete/workshop-2006/atti>

251. Raggi A., Bruzzi L., Bordin A., 2008. *The Italian LCA Network: objectives and activities of the Working Group on Tourist Services*. *Proceedings of the 8th international conference on EcoBalance*, 10–12 December 2008, Tokyo, Japan, pp 489–492.
252. Raggi A., Petti L., 2006. *Life Cycle Assessment and tourism services*. Oral presentation at the workshop ‘Stato dell’arte e prospettive degli studi di LCA in Italia’, 18 October 2006, Bologna, Italy.
253. Raggi A., Petti L., 2006a. A newly developed integrated environmentquality approach for the design of hotel services. *Progress in Industrial Ecology. An International Journal* 3(3):251–271.
254. Raggi A., Petti L., De Camillis C., Bordin A., Boatto T., 2008. *LCA dei prodotti turistici: stato dell'arte e prospettive*. Proc. 2nd Workshop Italian LCA Network ‘Sviluppi dell’LCA in Italia: percorsi a confronto’, Pescara, Italy, 13 March 2008, pp 63–76.
255. Raggi A., Sára B. and Petti L., 2005. “Life Cycle Assessment case studies in Small and Medium sized Enterprises offering tourist accommodation services”, *Proc. of the 12th SETAC Europe LCA Case Studies Symposium*, Bologna, Italy, 10th – 11st January 2005, pp. 171-174
256. Raney D.L. 2006. *Sustainable Business Development – Inventing the future through Strategy, Innovation , and Leadership*. Cambridge Univerisy Press.
257. Rebitzer G. & Buxmann K., 2005. *The role and implementation of LCA within life cycle management at Alcan*. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 13, Nos. 13-14, pp. 1327-1335.
258. Rebitzer G. & Hunkeler D., 2003. *Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations*. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 8, No. 5, pp. 253-256.
259. Rebitzer G., & Seuring S., 2003. *Methodology and application of life cycle costing*. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 8, No. 2, pp. 110-111.
260. Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.P., Suh S., Weidema B.P. & Pennington D.W., 2004. *Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications*. *Environment International*, Vol. 30, No. 5, pp. 701-720.
261. Reitinger C., Dumke M., Barosevcic M., Hillerbrand R., 2011. *A conceptual framework for impact assessment within SLCA*, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 16, n. 4, pp. 380-388.
262. Remmen A., Jensen A.A., Frydendal J., 2007. *Life Cycle Management: A business guide to sustainability*. UNEP/SETAC publication (<http://www.unep.fr/scp/lcinitiative/publications/>)
263. *Research: a Handbook for Managers and Researchers*, John Wiley & Sons, New York, NY, USA, pp. 65-80.

264. Rodrigues Sousa S., Ometto A.R., Application of life cycle assessment in service industries: a review, Proceedings of LCM 2011, Berlin
265. Romeril M., 1989. *Tourism and the environment--accord or discord?* Tourism Management, Vol. 10, No. 3, pp. 204-208.
266. Rosenblum J., Horvath A. & Hendrickson C., 2000. *Environmental implications of service industries*. Environmental Science and Technology, Vol. 34, No. 22, pp. 4669-4676.
267. Rosenblum J., Horvath A. and Hendrickson C., Environmental implications of service industries, *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, No. 4, 2000, pp. 4669-4676.
268. Rozycki C., Koeser H., Schwarz H., 2003. Ecology Profile of the German High-speed Rail Passenger Transport System – ICE, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 8, No. 2, pp. 83-91.
269. Rubik F., 2002. *Integrierte Produktpolitik*; Metropolis: Marburg, Germany, 2002.
270. Rynja G., Moy D., 2002. Performance evaluation of an analytical laboratory: the laboratory product model, International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 7, No. 6, pp. 359-362.
271. Sailing P., 2002. Calcoli economici nella sostenibilità, http://kriemhild.uft.unibremen.de/nop/it/articles/pdf/EconomicalSustainability_it.pdf.
272. Sailing P., Kicherer A., Dittrich-Kramer B., Wittlinger R., Zombik W., Schmidt I., 2002. Eco-efficiency analysis by BASF: the method. International Journal of Life Cycle Assessment, vol 7, n.4, pp.203–218.
273. Sala S., Castellani V., 2009. *A proposal for integration between Life Cycle Assessment and other instruments and indicators as a way to promote Sustainable Production and Consumption strategies*. Proc. of the 15th SETAC LCA Case Studies Symposium, 22–23 January 2009, Paris, France.
274. Sára B., Raggi A., Petti L. and Scimìa E., 2004. *Implementation of LCA to services: case studies in the hospitality industry*, Proc. Sixth International Conference on EcoBalance, Tsukuba, Japan, 25-27 October 2, pp. 127-128.
275. Satimanon T. and Weatherspoon D., 2011. *Food Manufacturers' Sustainable Product Launch Strategy: Game Theory Approach*. Selected Paper prepared for presentation at the Agricultural & Applied Economics Association 2011 AAEEA, & NAREA Joint Annual Meeting, Pittsburgh, Pennsylvania, July 24-26, 2011.
276. Scalbi S. e Loprieno A. D., 2012. Atti del VI Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA. Dall'Analisi del Ciclo di Vita all'Impronta Ambientale: percorsi ed esperienze a confronto, Bari.....
277. Schaller S., Kuhndt M., Pratt N., 2009. *Partnerships for sustainable consumption, UNEP/Wuppertal Institute Collaborative Centre on Sustainable Consumption and Production*,

http://www.scpcentre.org/fileadmin/content/files/project/DGCN/DGCN_Partnerships4SC_2009.pdf).

278. Scharnhorst W., 2008. Life cycle assessment in the telecommunication industry: a review, *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13, No. 1, pp. 75-86.
279. Schuh H., 2001. *Entscheidungsverfahren zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung*, Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre, Dresden, Germany.
280. Scott D., Peeters P., & Gössling S. 2010. *Can tourism deliver its “aspirational” greenhouse gas emission reduction targets?* *Journal of Sustainable Tourism*, Vol. 18, No. 3, pp. 393 - 408.
281. Sen A., 2001. *Lo sviluppo è libertà*, Oscar Mondadori Editore.
282. Sesartic A., Stucki M., 2007. *How climate efficient is tourism in Switzerland? An assessment of tourism’s carbon dioxide emissions in relation to its added value*. Diploma thesis, prof D Imboden and SPerch-Nielsen (supervisors), ETH, Zurich, Switzerland SETAC (1993) Guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice. Proc. of the SETAC workshop, 31 March–3 April 1993, Sesimbra, Portugal. SETAC Press, Pensacola.
283. Shi H., Moriguchi Y. and Yang J. 2003. *Industrial Ecology in China, Part 1*, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 6, No 3-4, pp. 7-11.
284. Sisman K., 1994. *A life-cycle analysis of a holiday destination: Seychelles. British Airways environment report*, Cambridge, UK.
285. Sloan P., Legrand W., Tooman H. & Fendt J., 2009. *Best practices in sustainability: German and Estonian hotels*, in Chen, J.S. (ed.), *Advances in Hospitality and Leisure*, Vol. 5, pp 89-107, Emerald Group Publishing Limited, Bingley, UK.
286. Socco C., Cavaliere A, Guarini S., Madeddu M. 2002. *Cosa sono gli indicatori di sostenibilità e perche sono indispensabili*. Working Paper n.4, Osservatorio città sostenibile – Dipartimento Interateneo del territorio, Politecnico e Università di Torino
287. Solli C., Reenaas C., Strømman M., Hertwich A. H., 2009. *Life cycle assessment of wood-based heating in Norway*, *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 14, pp. 517-528.
288. Spengler T. & Stolting W., 2008. *Life cycle costing for strategic evaluation of remanufacturing systems*. *Progress in Industrial Ecology*, An International Journal, Vol. 5, No. 1, pp. 65-81.
289. Spielmann M., Scholz R., 2005. *Life cycle inventories of transport services*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 10, No. 1, pp. 85-94.
290. T. Graedel, *Industrial Ecology: definition and implementation*, In: R. Socolow et al., *Industrial Ecology and Global Change*, Cambridge University Press, 1994.

291. Tapper R. & Font X., 2004. *Tourism supply chains. Report of a desk research project for The Travel Foundation*. Leeds Metropolitan University and Environment Business & Development Group, Leeds, UK.
292. Tenuta P., 2009. *Indici e modelli di sostenibilità*. Franco Angeli Editore, Milano.
293. The natural Step, *Sustainability Life Cycle Analysis*, www.thenaturalstep.org.
294. Tontodonati S., 2002. *Requisiti specifici di prodotto dei servizi alberghieri*. Final degree dissertation (in Italian), prof L Petti (supervisor), Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara, Italy.
295. Tools, in Kutz M., (ed.) *Environmentally Conscious Mechanical Design*, Wiley, London, UK, pp. 1-24.
296. Torras M., Global structural change and its dematerialization implications, *International Journal of Social Economics*, Vol. 30, No. 6, 2003, pp. 700-719.
297. Traverso M., Finkbeiner M. 2009, *Life Cycle Sustainability Dashboard*, Atti del convegno LCM conference, Berlino.
298. Traverso M., Finkbeiner M., 2009. *Life Cycle Sustainability Dashboard*, in Proceedings of the 4th International Conference on Life Cycle Management, Cape Town, South Africa, 6–9 September 2009.
299. Troina G., 2010. *L'impresa e l'ecosistema*, Cisu.
300. Tukker and U. Tischner, *New business for old Europe: product-service development, competitiveness and sustainability*, Greenleaf Publishing, 2006.
301. Udo de Haes H.A. : 2008, *The Scientific Basis for SLCA*, Int J LCA 13 (2), 95.
302. Ujma D., 2001. *Distribution channels for tourism: theory and issues*, in Buhalis D., & Laws E., (ed.), *Tourism Distribution Channels: Practices, Issues and Transformations*, pp. 33-52, Continuum International Publishing Group, London, UK.
303. UK CEED, 1998. *An assessment of the environmental impacts of tourism in St. Lucia*. British Airways Environment Report vol. 5, Cambridge, UK.
304. UND, 2010. Human Development Report, (<http://hdr.undp.org>)
305. UNEP – Sustainability, 2008. *Unchaining Value: Innovative approaches to sustainable supply*, (<http://www.unep.fr/scp/unchaining/publications/Unchaining-Value-Final-Report.pdf>).
306. UNEP, 2007. *Life Cycle Management Training Kit*, (<http://www.unep.fr/scp/lcinitiative/publications/training/index.htm>).
307. UNEP, 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, (<http://lcinitiative.unep.fr>).
308. UNEP, 2009. *Guidelines for social life cycle assessment of products*, United Nations Environment Program, Paris SETAC Life Cycle Initiative United Nations Environment Programme ISBN: 978-92-807-3021-0.

309. UNEP, 2009. *Guidelines for social life cycle assessment of products*, UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, UNEP, Paris, France.
310. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2010. *Publication of...*, <http://lcinitiative.unep.fr>.
311. UNEP/SETAC, 2009. Life Cycle Management: How business uses it to decrease footprint, create opportunities and make value chains more sustainable”.
312. UNI EN ISO 14040:2006, Gestione ambientale - valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento.
313. UNI EN ISO 14044:2006, Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - requisiti e linee guida, (first edition 2006-07-01).
314. Unione Petrolifera, *Data Book 2010*, Roma, 2010.
315. UNWTO, 2001. *Tourism 2020 Vision - Set of the 6 regional reports & "Global Forecast and Profiles of Market Segments"*, UNWTO Publications, Madrid, Spain.
316. UNWTO, 2008. *Tourism Market Trends (2007 Edition - World Overview)*, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.
317. UNWTO, 2008. *Tourism highlights 2008 edition*. UNWTO Publications, Madrid.
318. UNWTO, 2010. *Tourism Highlights (2010 Edition)*, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.
319. UNWTO, UNEP, WMO, 2008. *Climate Change and Tourism: Responding to Global Challenges*, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.
320. Van Der Burghs R. 2003. *European monitor and benchmarking initiative for environmental impacts and costs in tourist accommodation*. Project no. LIFE03 ENV/NL/000473.
321. Vanclay F.: 2002, *Conceptualising Defining the baseline in social life cycle assessment social impacts*, Environmental Impact Assessment Review, 22, 183-211.
322. Vanclay F.:2006, *Principles for social impact assessment: A critical comparison between the international and US documents*, Environmental Impact Assessment Review, 26, 3 – 14.
323. Vezzoli C. & Sciama D., 2006.: *a method adopted to develop a set of Life Cycle Design: from general methods to product type specific guidelines and checklists guidelines/checklist handbook for the eco-efficient design of NECTA vending machines*. Journal of Cleaner Production, Vol. 14, Nos. 15-16, pp. 1319-1325.
324. Vinci G., Zanda S., Tarola A. *Indicatori di performance e qualità per la gestione ambientale*, Atti del convegno: I sistemi di gestione ambientale per lo sviluppo eco-sostenibile del territorio, Giugno 2010.
325. Wackernagel M., Rees W., 1998. *Our Ecological Footprint: reducing human impact on the Earth*, New Society Publishers, Canada.

326. Watson J, Sastre F, Raya JM, Ayuso S, Fullana-i-Palmer P., 2009. *Sustainability impact assessment of a tourist visiting Majorca using LCA, LCC and Social LCA*. Proc. of the 4th Int. Conference on Life Cycle Management, 6–9 September 2009, Cape Town, South Africa.
327. WBCD, 2006. *From Challenge to Opportunity: The role of business in tomorrow's society* (<http://www.wbcd.org/DocRoot/CZ2dt8wQCfZKX2S0wxMP/tomorrows-leaders.pdf>).
328. WBCD, 2008. *Measuring Impact Framework*, (<http://www.wbcd.org/web/measuringimpact.htm>).
329. WBCD, Global Water Tool, 2007. (<http://www.wbcd.org/web/watertool.htm>).
330. WBCSD, 2004. *The Greenhouse Gas Protocol – sectors toolsets* (<http://www.ghgprotocol.org/calculationtools/sectortoolsets>).
331. WBCSD, 2008. *Sustainable Consumption Fact & Trends: From a Business Perspective*, (http://www.wbcd.org/DocRoot/I9Xwhv7X5V8cDIHbHC3G/WBCSD_Sustainable_Consumption_web.pdf).
332. WBCSD, 2008. *Sustainable Procurement of Wood and Paper-based Products Guide and Resource Kit*, (<http://www.sustainableforestprods.org/>).
333. WBCSD/WRI, 2004. *The GHG Protocol: A corporate reporting and accounting standard* (revised edition) (<http://www.ghgprotocol.org/files/ghg-protocol-revised.pdf>).
334. WBCSD/WRI, 2005. *The GHG Protocol for Project Accounting* (<http://www.ghgprotocol.org/standards/project-protocol>).
335. Weaver D.B., 2006. *Sustainable tourism: theory and practice*. Butterworth-Heinemann, Oxford.
336. Weidema B.P., 2005. *ISO 14044 also applies to Social LCA*. The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 10, No. 6, p. 381.
337. Weidema B.P., 2006. *The integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment*. The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 13, n.2, pp. Int J LCA 11 (1) (Special Issue) 89–96.
338. Weidema B.P., 2006. *The integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment*. Int J LCA 11 (1) (Special Issue) 89–96.
339. Weimar Z., König H., Schmidberger E, De Cristofaro L., 2007. *Life cycle assessment of a tourism resort with renewable materials and traditional construction techniques*. In: Bragança L, Pinheiro MD, Jalali S, Mateus R, Amoêda R, Guedes MC (eds) Portugal SB07, Sustainable construction, materials and practices. IOS Press, Amsterdam.
340. Wrap, Material change for a better environment, 2010. *Environmental life cycle assessment (LCA) study of replacement and refurbishment options for domestic washing machines*. Summary Report - Project code: MDD019. www.wrap.org.uk

341. Zamagni A., Masoni P., Buttol P., Raggi A., Buonamici R.,2012. *Finding Life Cycle Assessment Research Direction with the Aid of Meta-Analysis*. Journal of industrial ecology, vol. 16, supp.1, pp. 39–S52. doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00467.x
342. Zamagni A.,*Life cycle sustainability assessment*, 2012. Int J Life Cycle Assess,n. 17, pp.373–376, DOI 10.1007/s11367-012-0389-8
343. Zamagni, A., P. Buttol, P. L. Porta, R. Buonamici, P. Masoni, J. B. Guinee, R. Heijungs, T. Ekvall, R. Bersani, A. Bie ´ nkowska, U. Pretato. 2008. *Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice*. Technical Report of the CALCAS project.