
VI Convegno della Rete Italiana LCA

Dall'Analisi del Ciclo di Vita all'Impronta Ambientale: percorsi ed esperienze a confronto

Bari
7 e 8 giugno 2012

a cura di Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI DI BARI
ALDO MORO



Agenzia nazionale per le nuove tecnologie,
l'energia e lo sviluppo economico sostenibile



VI Convegno della Rete Italiana LCA
Dall'Analisi del Ciclo di Vita all'impronta Ambientale
Bari - 7 e 8 giugno 2012

A cura di Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno

2012 ENEA
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia
e lo sviluppo economico sostenibile
Lungotevere Thaon di Revel, 76
00196 Roma

ISBN 978-88-8286-267-1



AGENZIA NAZIONALE PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E LO SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

VI Convegno della Rete Italiana LCA

Dall'Analisi del Ciclo di Vita all'impronta Ambientale

Bari - 7 e 8 giugno 2012

A cura di Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno

Comitato scientifico

Grazia Barberio, *Unità Tecnica Tecnologie Ambientali, ENEA, Roma*

Massimo Delogu *Dipartimento di Meccanica e Tecnologie Industriali Università degli Studi di Firenze*

Maurizio Cellura, *Dipartimento dell'Energia, Università di Palermo*

Monica Lavagna, *Dipartimento BEST, Politecnico di Milano*

Roberto Luciani, *Unità Tecnica Tecnologie Ambientali, ENEA, Roma*

Paolo Masoni, *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

Alessandro Manzardo, *Centro Studi Qualità Ambiente, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Padova*

Marina Mistretta, *Dipartimento Patrimonio Architettonico e Urbanistico, Università Mediterranea di Reggio Calabria*

Bruno Notarnicola, *Università degli Studi di Bari Aldo Moro*

Luigia Petti *Dip. delle Scienze Aziendali, Statistiche, Tecnologiche e Ambientali (DASTA) – Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara*

Andrea Raggi *Dip. delle Scienze Aziendali, Statistiche, Tecnologiche e Ambientali (DASTA) – Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara*

Lucia Rigamonti, *DIAR, Sezione Ambientale, Politecnico di Milano*

Serena Righi, *CIRSA, Università di Bologna, Ravenna*

Antonio Scipioni, *Centro Studi Qualità Ambiente, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Padova*

Alessandra Zamagni, *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

Segreteria Tecnica

Arianna Dominici Loprieno *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

Simona Scalbi, *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

Indice

Prefazione	7
Il contributo della Rete Italiana LCA e di ENEA nell'attuazione delle politiche di Produzione e Consumo Sostenibile in Italia	9
LCA applicata alle tecnologie alimentate da energia solare: peculiarità e limiti metodologici	15
Il progetto GERLA a supporto del nuovo Programma Regionale di Gestione dei Rifiuti in Lombardia	23
Analisi del ciclo di vita in serie storica di un sistema integrato di gestione dei rifiuti: il caso della Provincia di Siena	31
Trattamento di fanghi di depurazione di reflui civili: studio di Life Cycle Assessment comparativo	39
Water Footprint di un prodotto per il recupero delle acque meteoriche: l'indicatore di Water Pay-back Time	47
Confronto tra il Carbon Footprint dell'acqua di rubinetto e dell'acqua in bottiglia	54
Scenari di miglioramento delle prestazioni ambientali di imballaggi per CD/DVD tramite metodologia LCA	63
Approccio metodologico e screening LCA di nanocristalli di CdS	70
Analisi del ciclo di vita di un sistema di giardino verticale	79
Il ciclo di vita del sistema termoelettrico attuale.....	87
Analisi LCA comparativa dei processi di macinazione di impasti ceramici per grès porcellanato prodotto in Egitto.....	97
La formazione dell'inventario per l'LCA nei confronti fra processi produttivi agricoli nella clementinicoltura in Calabria.....	104
L'EcodEX: supporto informatico alla LCA nell'industria alimentare.....	112
LCA delle produzioni frutticole: risultati preliminari verso la standardizzazione nazionale	120
Carbon Footprint: un'analisi empirica per la produzione di olio.....	128
Un'applicazione dell'Analisi del Ciclo di Vita come strumento di green marketing: il caso dell'olio extravergine di oliva della Val di Cornia	136
Life Cycle Assessment ed eMergy applicate al confronto tra sistemi di produzione biologica e convenzionale	144
Analisi LCA del processo produttivo di piante ornamentali	154
Sessione Giovani Ricercatori.....	163
Relazione tra Carbon Footprint e Green Consuming: opportunità o minaccia per il corretto sviluppo?	164
Metodi di allocazione per prodotto in legno	171
Valutazione di impatto ambientale di calcestruzzi ordinari e geopolimerici	179

Prefazione

Il Convegno scientifico della Rete Italiana LCA è giunto quest'anno alla sua sesta edizione e si svolge presso l'Università degli Studi di Bari Aldo Moro, nel Salone degli Affreschi del Palazzo Ateneo. Il Convegno, che quest'anno si svolge con il patrocinio del *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare*, della *Regione Puglia*, dell'*Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione dell'Ambiente* della Regione Puglia, è caratterizzato da un programma di approcci originali e innovativi, relativi alla LCA e alle sue applicazioni nella gestione ambientale di prodotto e di territorio.

I contributi scientifici, raccolti in questo volume e presentati durante le sessioni orali del Convegno, per la prima volta in questa serie di convegni, sono stati selezionati attraverso una *peer review* a seguito di *call for paper* gestita dal comitato scientifico della Rete Italiana LCA. Il comitato si è occupato della accettazione/rifiuto degli articoli e della loro revisione con una procedura simile a quella impiegata nelle riviste internazionali con *impact factor* che si occupano di LCA o, più in generale, di Ecologia Industriale.

Come emerge dal titolo del Convegno, i contributi scientifici accettati approfondiscono il ruolo della LCA nei confronti di altri strumenti emergenti per la valutazione della sostenibilità di prodotto quali, ad esempio, la *Carbon* e la *Water Footprint*. Inoltre, vengono presentati casi di studio relativi a diverse tematiche, quali sistemi ad energia solare, sistemi di gestione dei rifiuti di aree territoriali, nanomateriali, imballaggi, prodotti agricoli ed alimentari, sistemi informatici utilizzabili nella *Food LCA*. Le relazioni sono rappresentative di diverse realtà provenienti sia dal mondo dell'Università, quali Università di Bari, Padova, Palermo, Siena, Napoli, Torino, Roma Tre e La Sapienza, Reggio Calabria, Modena e Reggio Emilia, Politecnico di Milano, sia dal mondo degli enti di ricerca pubblici e privati, come CNR, ENEA e RSE SpA.

Quest'anno, in occasione del Convegno, la Rete Italiana di LCA vede la trasformazione in Associazione Scientifica con lo scopo di favorire la diffusione della metodologia LCA a livello nazionale e lo scambio di esperienze e sviluppo di nuovi progetti, di consolidare ed armonizzare gli strumenti di valutazione per lo sviluppo sostenibile e di organizzare e realizzare attività a livello nazionale ed internazionale di formazione, informazione, documentazione e divulgazione scientifica. L'Associazione, inoltre, si pone l'obiettivo di esercitare azioni di indirizzo presso gli organi istituzionali, tese a sostenere l'approccio del ciclo di vita e la LCA.

Questo, a nostro parere, importante punto di partenza va inserito in un più ampio percorso già intrapreso e in parte svolto dalla Rete, che ha visto una serie di rilevanti iniziative sul territorio nazionale. Infatti, le attività finora svolte hanno portato alla creazione di una mailing list con circa 400 iscritti, alla costituzione di nove gruppi di lavoro - Alimentare e Agroindustriale, Energia e Tecnologie Sostenibili, Edilizia, Prodotti e Processi Chimici, Servizi Turistici, Gestione e Trattamento Rifiuti, Legno arredo, Automotive & Elettrico-Elettronico, DIRE (*Development and Improvement of LCA methodology: Research and Exchange of experience*), alcuni dei quali impegnati nella definizione di banche-dati e di approcci metodologici maggiormente applicabili alle specificità del territorio e dell'economia italiana.

Di particolare rilevanza sono le attività di realizzazione e diffusione della *newsletter* periodica, l'organizzazione di convegni presso importanti fiere di settore a livello nazionale come ECOMONDO e SEP, nonché la mappatura Italiana LCA, che ormai ha censito più di 75 organizzazioni che si occupano a diverso titolo di LCA.

È con grande piacere che desideriamo ringraziare tutti coloro che in questi anni hanno reso possibile questo percorso e contribuito al successo delle attività: i coordinatori dei gruppi di lavoro, i quali hanno contribuito all'analisi di settore per migliorare la qualità degli studi e ospitato le precedenti edizioni del convegno, lo staff ENEA che si è attivato in questi anni per la diffusione della Rete anche all'interno di convegni internazionali, tra cui il Meeting annuale della SETAC 2011 tenutosi a Milano, la segreteria tecnica, nella figura di Francesca Cappellaro, che in questi anni ha contribuito in maniera indispensabile all'organizzazione degli eventi, curando anche il sito web della Rete e la pubblicazione della *newsletter*. Si ringrazia, inoltre, Arianna Dominici Loprieno, recentemente entrata a far parte della segreteria tecnica e Simona Scalbi che, ormai da anni, si occupa della mappatura e dell'organizzazione degli eventi della Rete.

Ai fini dell'organizzazione del Convegno, desideriamo esprimere riconoscenza e gratitudine al Magnifico Rettore dell'Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Professore Corrado Petrocelli, sempre vicino e sensibile alle iniziative che riguardano la LCA, gli Acquisti Verdi e gli strumenti di gestione ambientale e che, dopo aver concesso il Salone degli Affreschi per il *Food LCA 2010*, lo ha nuovamente concesso quest'anno per l'attuale convegno. Ringraziamo, ancora, il Magnifico Rettore per averci fornito il prezioso supporto amministrativo nelle persone dei dottori Mario Colonna e Sandro Spataro, rispettivamente dell'Area Gestione delle Attività di Comunicazione e del Dipartimento Gestione Risorse Finanziarie. A entrambi un sentito ringraziamento. Un particolare ringraziamento a CSQA e Selerant, che hanno supportato finanziariamente l'evento e agli ingegneri Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno per il lungo e attento lavoro di segreteria svolto per l'organizzazione del Convegno.

Infine, un sentito ringraziamento a tutti i partecipanti al Convegno che, con la loro esperienza e competenza, hanno permesso il successo dello stesso.

Bruno Notarnicola e Paolo Masoni

Il contributo della Rete Italiana LCA e di ENEA nell'attuazione delle politiche di Produzione e Consumo Sostenibile in Italia

Paolo Masoni, Alessandra Zamagni

Laboratorio LCA ed Eco-progettazione, ENEA

Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna

paolo.masoni@enea.it

Abstract

L'LCA riveste un ruolo fondamentale all'interno delle politiche di produzione e consumo sostenibile. Per questo motivo il Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare ha promosso una collaborazione con ENEA per il suo sviluppo e armonizzazione. Questo accordo prevede un contributo significativo da parte della Rete Italiana di LCA allo studio di fattibilità di una banca dati nazionale di LCA e un suo forte ruolo di advisor e garante della qualità scientifica. Questo articolo descrive sinteticamente gli obiettivi dell'accordo di collaborazione ENEA MATTM e il contributo che la Rete può fornire.

1. Introduzione

Nel 2003 la Commissione Europea, con la Comunicazione sulla Politica Integrata di Prodotto (IPP) (CE 2003), 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"*. Tale approccio è stato successivamente confermato con la Comunicazione *"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 (Dichiarazione Ambientale di Prodotto, Carbon Footprint o Climate Declaration, Water Footprint ecc.).

In Italia, pioniera con il Decreto Ronchi nel citare l'LCA in una legislazione ambientale, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha tra i suoi obiettivi la promozione strategica nazionale degli *"acquisti verdi"* e la sostenibilità ambientale dei beni di consumo, attraverso gli strumenti previsti dalla Politica Integrata di Prodotto per contribuire allo sviluppo di una strategia per la produzione e il consumo sostenibili.

In questo ambito il MATTM e l'Agenzia per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile (ENEA), Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, 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 (Zamagni, 2012).

In particolare la collaborazione ha lo scopo di contribuire, anche con il contributo della rete italiana LCA, all'implementazione di una banca dati LCA attenta alle specificità del sistema produttivo italiano. Ulteriore finalità è quella di attivare, in coerenza con

quanto previsto dalle norme nazionali ed europee in tema di accreditamento, strutture in grado di svolgere ufficialmente compiti di supervisione, verifica, e validazione di studi di LCA o di strumenti concernenti i sistemi di comunicazione delle prestazioni ambientali di prodotto.

Riguardo l'SCP, ENEA è stata recentemente accettata come osservatore nella European Food Sustainable Consumption and Production Round Table (<http://www.food-scp.eu/>). Essa è un'iniziativa congiunta della Commissione Europea e di partner della filiera produttiva del settore alimentare, supportata dal programma ambientale delle nazioni Unite (UNEP) e dall' European Environment Agency.

La struttura unica della European Food SCP Round Table, con la partecipazione paritaria di tutti gli attori della filiera alimentare a livello europeo, consente di promuovere l'armonizzazione dell'approccio di ciclo di vita e di facilitare un dialogo franco e orientato ai risultati. In particolare, la Round Table sta definendo metodologie di valutazione ambientale affidabili e armonizzate per i prodotti alimentari e le bevande, comprese, ove rilevanti, le specifiche per categorie di prodotto, considerando gli impatti significativi nell'intero ciclo di vita.

2. Il possibile contributo della Rete Italiana LCA

2.1. Banca dati italiana LCA

La notevole mole di dati comunemente richiesti in uno studio di LCA è tale da rendere le banche dati uno strumento indispensabile per chiunque voglia approcciare la metodologia. Il loro sviluppo è avvenuto in parallelo con quello della metodologia, e negli ultimi 20 anni diverse sono state le iniziative promosse da soggetti provenienti dal mondo accademico, della ricerca e dall'industria, iniziative che hanno portato ad un forte sviluppo di data set specializzati per settore. Tuttavia, se da un lato questo ha consentito una maggiore applicabilità della metodologia, dall'altro ha fatto emergere alcune criticità quali ad esempio la rappresentatività dei dati. La rappresentatività fa riferimento alla capacità del dato di riflettere le condizioni geografiche, produttive e temporali del sistema analizzato. Se consideriamo che tutti i prodotti e i servizi hanno una loro caratterizzazione in termini di risorse impiegate per la loro fabbricazione, produzione, utilizzo e fine vita, diventa quindi fondamentale avere a disposizione dati accurati e rappresentativi del contesto produttivo di riferimento per accrescere la robustezza e rilevanza di uno studio di LCA.

Numerosi sono i paesi che stanno investendo nello sviluppo di banche dati nazionali. Anche l'Italia in passato ha avviato un progetto di sviluppo di una banca dati nazionale di LCA. Il progetto, denominato I-LCA, fu promosso dall'allora Agenzia per la Protezione dell'Ambiente (attuale ISPRA) e ha portato allo sviluppo di circa 400 data sets relativi a materiali e processi, energia, trasporti e fine vita. Tuttavia, l'attività non è stata portata avanti negli anni, rendendo di fatto la banca dati non più rappresentativa.

Negli ultimi anni però il panorama nazionale è fortemente cambiato. Le politiche di produzione e consumo sostenibile portate avanti dal MATTM e la forte azione tecnico-scientifica portata avanti dalla rete e da ENEA, hanno creato le condizioni favorevoli per poter avviare un progetto di fattibilità per lo sviluppo di una banca dati italiana LCA.

Lo studio di fattibilità, della durata complessiva di due anni, prevede l'analisi di due elementi principali: i) la definizione del sistema per la gestione della banca dati; ii) la raccolta dati e loro strutturazione in data sets (modello di LCI). Questi due aspetti verranno descritti con maggior dettaglio nei paragrafi seguenti.

2.1.1 Sistema per la gestione della banca dati

Una banca dati di LCA necessita di un sistema di gestione che definisca l'insieme delle regole necessarie per la qualità e fruibilità dei dati e ne verifichi il rispetto attraverso un sistema di revisione. L'International Life Cycle Data System, attraverso la Piattaforma Europea di LCA, ha definito e sviluppato una banca dati europea denominata ELCD (European Life Cycle Data). Ancora in fase di sviluppo, contiene circa 300 data sets relativi a materiali, energia, trasporti e gestione dei rifiuti, provenienti dalle maggiori associazioni industriali europee. Questo primo nucleo di dati andrà a costituire parte integrante dell'ILCD Data Network, una struttura virtuale che raccoglierà tutti i data sets costruiti secondo il modello definito dall'ILCD Handbook in termini di qualità dei dati, nomenclatura, requisiti per la revisione dei dati e loro documentazione.

Dal momento che l'ILCD definisce un modello a livello europeo per le banche dati e per gli studi di LCA, il sistema di regole per la gestione della banca dati italiana dovrà essere sviluppato in accordo con i requisiti dell'ILCD. In particolare, esso comprenderà i seguenti aspetti:

- La nomenclatura. I nomi dei processi, dei flussi, la loro classificazione definiti in inglese dall'ILCD dovranno trovare una traduzione in italiano per consentire la più ampia utilizzabilità della banca dati, mantenendo il rispetto delle regole generali.
- La modellazione. Occorre definire gli aspetti metodologici per effettuare lo studio di LCA necessario per sviluppare i dati, ad esempio l'unità funzionale, l'identificazione dei processi da includere nel sistema, il trattamento della multifunzionalità ecc. Questo potrebbe essere anche ulteriormente dettagliato e specificato per settori.
- La qualità dei dati. Modalità di valutazione della qualità dei dati per quanto riguarda gli aspetti tecnologici, geografici, temporali, completezza.
- La documentazione. Attualmente l'ILCD consente due livelli di documentazione, di cui il primo, parziale, con validità temporale limitata.
- La revisione. L'indipendenza, le competenze e l'esperienza sono vitali per ogni revisione. L'ILCD Handbook prescrive quattro principali aspetti per la qualifica dei revisori di LCA: competenze sulla metodologia LCA, conoscenza delle regole di revisione applicabili, esperienza di verifica o revisione critica e competenza tecnica sui processi o tecnologie oggetto della revisione. L'approccio previsto dall'ILCD prevede un sistema flessibile a punteggio relativo all'esperienza lavorativa, la qualifica formale e l'esperienza con un punteggio minimo necessario per ciascun aspetto e per la qualifica complessiva. Le competenze specialistiche offerte dalla Rete Italiana di LCA sono sicuramente un ottimo punto di partenza per definire un sistema di revisori.

La banca dati si dovrà sviluppare tenendo conto non solo dell'ELCD ma anche delle maggiori banche dati attualmente in commercio, quali Ecoinvent, GaBi, CIRAIG, Earthster per identificare le funzioni svolte, le modalità operative e gli strumenti a supporto. Occorre infatti tener conto dei recenti sviluppi relativi alle banche dati, in particolare con riferimento a tre aspetti principali:

- il modello di LCI deve essere congruente con il contesto decisionale analizzato, così da consentire la costruzione di modelli sia attribuzionali che consequenziali;
- la parametrizzazione, per consentire una maggiore flessibilità nella costruzione dei data sets;
- l'utilizzo di approcci ibridi per la costruzione del dataset, come attualmente viene proposto per la banca dati BEES (Building for Environmental and Economic Sustainability) (Suh, Lippiat, 2012);
- i Global Guidance Principles per la strutturazione di una banca dati, sviluppati dalla UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Sonneman, Vigon (eds), 2011)

Gestire una banca dati significa anche definirne gli aspetti legati alle infrastrutture software ed hardware per la costruzione di una piattaforma IT per ospitare e gestire fisicamente i dati. Relativamente a questo aspetto, è già in corso di realizzazione da parte del Joint Research Centre (JRC) una piattaforma IT europea per la gestione interna ed esterna dei data sets ILCD (inclusi upload, download), con il supporto tecnico del centro ricerche di Karlsruhe. Nell'ambito dell'accordo di collaborazione ENEA-MATTM, verrà analizzata la possibilità di far ricorso alla stessa infrastruttura, così da rendere la banca dati italiana un nodo del Data Network europeo.

2.1.2 Raccolta dati per l'implementazione della banca dati

Il popolamento della banca dati richiede la definizione di una strategia che identifichi i settori/processi produttivi prioritari su cui avviare una prima fase di sperimentazione, testandone anche la funzionalità del sistema di gestione e dell'infrastruttura IT.

L'identificazione dei settori prioritari è un processo consultivo che deve essere portato avanti con tutti i soggetti interessati, coinvolgendo in primis il comitato GPP (MATTM 2009) e i gruppi tematici della rete italiana LCA. Settori che sono sicuramente di interesse a livello nazionale sono i seguenti:

- L'agro food. I contatti e le opportunità presenti sono:
- legno arredo
- Energia
- Bioenergia Questo settore, pur facente parte del precedente, per le sue caratteristiche specifiche (piccoli produttori e diversi portatori di interesse) richiede una trattazione separata ed autonoma.
- Edilizia.

Oltre all'identificazione dei settori prioritari, occorre anche identificare potenziali fonti di dati per il popolamento della banca dati. A questo riguardo, gli studi di LCA rappresentano una fonte importante ma non l'unica, in quanto necessitano di essere complementati da informazioni reperibili su fonti diverse quali ad esempio i quaderni agronomici sulle tecniche culturali, banche dati settoriali ecc.

2.2. Attività in cui la Rete può svolgere un ruolo di Advisor

Oltre allo sviluppo di una banca dati italiana di LCA, numerose sono le attività in cui la rete può svolgere un forte ruolo di advisor e garante della qualità scientifica. Si identificano in particolare le seguenti:

- Verifica degli studi di LCA. Il tema della verifica della correttezza delle analisi e delle conclusioni degli studi di LCA è riconosciuto dalla stessa norma ISO 14040 che richiede la revisione critica per ogni studio destinato alla pubblicazione.
- Product Category Rules (PCRs). I sistemi di dichiarazione ambientale di prodotto prevedono un processo di consultazione pubblica nel quale tutti i portatori di interesse sono chiamati a fornire i propri commenti alle PCR. ENEA può svolgere il ruolo di segreteria tecnica per la raccolta e predisposizione dei commenti relativi a PCR sottoposte a consultazione pubblica, coinvolgendo i membri della Rete Italiana di LCA, al fine di assicurare una maggiore significatività dei commenti.
- Guide settoriali. Le attività precedentemente descritte, relative all'identificazione dei settori prioritari per il popolamento della banca dati, consentono di valutare anche l'importanza di definire guide per settori produttivi e gruppi di prodotto in conformità con l'ILCD Handbook, come già effettuato da ENEA per le celle a combustibile e i sistemi di produzione di idrogeno (Masoni Zamagni 2011), e in linea con i recenti sviluppi (quali l'environmental footprint, food SCP roundtable).

3. Conclusioni

L'LCA e gli strumenti di comunicazione e certificazione basati su di essa sono determinanti nelle Politiche di Produzione e Consumo Sostenibili. Per questo motivo il MATTM sta promuovendo e coordinando iniziative per lo sviluppo e l'armonizzazione dell'LCA. In questo ambito si inquadra il recente accordo di collaborazione con ENEA, che prevede anche uno specifico ruolo e contributo da parte della Rete Italiana di LCA. Gli aspetti più significativi sono lo studio di fattibilità di una banca dati italiana di LCA e la promozione di una struttura con compiti di supervisione, verifica e validazione di studi di LCA e gli strumenti di comunicazione e certificazione di prodotto.

Attualmente diversi paesi si stanno muovendo nel campo dei metodi e degli strumenti per la valutazione e comunicazione degli aspetti ambientali dei prodotti, anche per gli aspetti ad essi connessi con la competitività dei propri sistemi produttivi: se vogliamo valorizzare le produzioni e i "saperi" esistenti in Italia, dobbiamo creare un sistema che sia sempre più rappresentativo del nostro contesto geografico e produttivo. Per questo la Rete italiana di LCA può fornire un contributo decisivo.

4. Bibliografia

MATTM 2009, Decreto Ministeriale n.33 del 15 aprile 2009.

CE 2003, Commissione Europea. Comunicazione sulla Politica Integrata di Prodotto (IPP) "Sviluppare il concetto di ciclo di vita ambientale". (COM(2003)302)

CE 2008, Comunicazioni del 16 luglio 2008 (COM(2008)397) avente per titolo "Piano d'azione sul Consumo e la Produzione Sostenibili e la Politica Industriale Sostenibile (SCP)",

Masoni, P, Zamagni, A 2011, "Guidance Document for performing LCAs on Fuel Cells and H₂ Technologies", Deliverable 3.3. of the FC-Hy Guide project, www.fc-hyguide.eu/

Sonnemann, G, Vigon B 2011, "Global Guidance Principles for life cycle assessment databases", UNEP-SETAC, Paris

Suh, S, C, Lippiat, BC 2012, "Framework for hybrid life cycle inventory databases: a case study on the Buuilding for Environmental and Economic Sustainability (BEES) database", International Journal of Life Cycle Assessment, DOI 10.1007/s11367-012-0393-z

Zamagni, A 2012, "Piano Operativo di Dettaglio per la collaborazione ENEA- MATTM", Rapporto tecnico ENEA, UTVALAMB - PA81 - 001

LCA applicata alle tecnologie alimentate da energia solare: peculiarità e limiti metodologici

Maurizio Cellura¹, Sonia Longo¹, Marina Mistretta²

¹Dipartimento dell'Energia – Università di Palermo

¹Dipartimento Patrimonio Architettonico e Urbanistico – Università Mediterranea di Reggio Calabria

mcellura@dream.unipa.it

Abstract

La Life Cycle Assessment (LCA) rappresenta una metodologia valida ed affidabile per la valutazione degli impatti energetico-ambientali connessi al ciclo di vita delle tecnologie alimentate da fonti rinnovabili di energia. Il lavoro di seguito presentato focalizza l'attenzione sui sistemi alimentati da energia solare. Gli autori, dopo un'analisi degli studi di letteratura inerenti la LCA applicata ai sistemi solari termici e fotovoltaici, descrivono le principali questioni metodologiche connesse alla valutazione delle prestazioni energetico-ambientali di tali tecnologie.

1. Introduzione

L'impiego delle tecnologie alimentate da fonti rinnovabili di energia (Renewable Energy Technologies – RETs) rappresenta un'opportunità per la riduzione delle emissioni di gas climalteranti della dipendenza da fonti fossili e per la promozione della sicurezza dell'approvvigionamento energetico [Ardente et al., 2009].

L'impiego delle RETs è fondamentale per favorire il *decoupling* tra la crescita economica e il massiccio impiego delle risorse naturali e consentire il passaggio ad un'economia a basse emissioni di carbonio, come evidenziato dalla strategia della Commissione europea "Energia 2020", che mira all'incremento del 20% della quota di energie rinnovabili entro il 2020 [CE, 2011].

Al fine di stimare i reali benefici energetico-ambientali connessi all'utilizzo delle RETs, i progettisti e i decision-makers devono adottare un approccio "life cycle thinking", che consente di valutare le prestazioni delle tecnologie in esame lungo l'intero ciclo di vita, dall'approvvigionamento delle materie prime, alle fasi di installazione, uso, manutenzione e fine vita. In tale contesto, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) rappresenta uno strumento affidabile e di elevata rilevanza scientifica per la definizione dell'eco-profilo delle RETs.

2. LCA dei sistemi solari termici e fotovoltaici

Gli studi di LCA delle tecnologie ad energia solare presenti nella letteratura scientifica risultano spesso di difficile comparazione a causa di differenti assunzioni e scelte metodologiche relative a: definizione dell'Unità Funzionale (UF) e dei confini del sistema, uso di differenti dati di input, modellizzazione delle tecnologie in differenti località e con specifiche condizioni climatiche, differenti assunzioni sulla vita utile e sul fine vita della tecnologia in esame.

Allo scopo di garantire trasparenza, affidabilità e comparabilità dei risultati degli studi di LCA applicata alle RETs è quindi necessario rivolgere particolare attenzione alla comunicazione dei dati e delle informazioni ambientali [Ardente et al., 2009].

Tra gli indici di prestazione energetico-ambientale impiegati per la divulgazione delle informazioni sul ciclo di vita delle RETs, particolarmente interessanti sono alcuni indici di payback energetico ed ambientale, definiti rispettivamente *Energy Payback Time* (E_{PBT}) ed *Emission Payback Time* (EM_{PBT}). L' E_{PBT} rappresenta il tempo di utilizzo di una RET affinché l'energia primaria prodotta uguagli l'energia addizionale spesa per la produzione, installazione, manutenzione e smaltimento dell'impianto [Beccali et al., 2012]. L' EM_{PBT} , ed in particolare il *CO₂ Payback Time* (CO_{2PBT}) rappresenta il tempo necessario di utilizzo di una RET, affinché le emissioni di una sostanza inquinante evitate grazie all'impiego della tecnologia in esame uguagliino gli impatti connessi alla produzione, installazione, manutenzione e smaltimento della stessa [Beccali et al., 2012].

L'analisi di alcuni studi di LCA ha evidenziato che gli indici E_{PBT} e CO_{2PBT} risultano inferiori a 3 anni per i sistemi solari termici [Wagner, 1995; Andresen et al., 2001; Ardente et al., 2005a; Battisti, Corrado, 2005a]. Un ampio *range* di variazione, tra 1 e 19 anni, è stato invece osservato per gli impianti fotovoltaici, i cui benefici energetico-ambientali dipendono da differenti variabili, tra cui: la tecnologia delle celle fotovoltaiche, le condizioni climatiche del luogo in cui viene installato l'impianto, la presenza/assenza di un sistema ad inseguimento solare o di un sistema di accumulo (configurazione *stand alone*) [Fthenakis, Anselma, 2006; Garcia-Valverde et al., 2009; Bayod-Rùjula et al., 2011; Laleman et al., 2011]. Indici di payback inferiori a 1 anno sono stati stimati per i sistemi termici-fotovoltaici a concentrazione [Cellura et al., 2011a].

3. LCA applicata alle tecnologie ad energia solare: questioni metodologiche

L'analisi degli studi di letteratura della LCA applicata alle RETs ha evidenziato che i risultati possono essere caratterizzati da un'elevata variabilità, a causa sia delle differenti proprietà dei sistemi in esame, sia di differenti approcci metodologici adottati nell'analisi. Sebbene la metodologia LCA sia regolata dagli standard della serie ISO 14040 [ISO, 2006a; ISO, 2006b], gli analisti, al fine di stimare le prestazioni energetico-ambientali delle RETs devono affrontare varie questioni metodologiche [Cellura et al., 2011b], alcune delle quali sono descritte di seguito.

3.1. Definizione dell'Unità Funzionale

L'Unità Funzionale (UF) è un importante parametro di riferimento per la raccolta dei dati e per la comparabilità di differenti studi riferiti ad una stessa categoria di prodotto. Tuttavia, la scelta dell'UF negli studi di LCA non è sempre immediata. Ad esempio, per i collettori solari termici e fotovoltaici, possono essere selezionate tre differenti UF [Ardente et al., 2005b]:

- Unità di area del pannello. Questa scelta può influenzare la presentazione dei risultati dell'analisi, in quanto all'aumentare della superficie del collettore diminuiscono gli impatti specifici.
- Unità di impianto. L'utilizzo di questa UF non consente di comparare gli impatti di differenti tecnologie (ad esempio collettori solari con impianto a circolazione naturale e con impianto a circolazione forzata, pannelli fotovoltaici con differenti tipologie di celle).
- Unità di energia prodotta. Questa UF dipende dalle assunzioni sulla fase d'uso della tecnologia ed in particolare dalle caratteristiche meteorologiche del luogo in cui la tecnologia viene installata. L'analisi della letteratura scientifica mostra che quest'ultima UF è quella maggiormente utilizzata. Spesso infatti gli impatti vengono riferiti all'unità di kWh termico o elettrico prodotto dall'impianto.

3.2. Variabilità geografica

La variabilità geografica è, probabilmente, la principale fonte di incertezza nei risultati degli studi di LCA applicata alle RETs, per differenti motivi.

Innanzitutto, l'output energetico dei sistemi solari (elettricità o calore) dipende dall'input di energia solare e, quindi, dalla localizzazione dell'impianto. Gli analisti dovrebbero, quindi, descrivere in dettaglio le ipotesi riguardanti la fase d'uso della tecnologia in esame, soprattutto quando l'eco-profilo della stessa è riferito all'unità di energia prodotta. Durante lo studio dovrebbe inoltre essere effettuata un'analisi di sensibilità, per stimare la variazione di energia prodotta in differenti condizioni climatiche. A tal proposito, è stato condotto un interessante studio sui benefici energetico-ambientali connessi all'applicazione della tecnologia del solar cooling [Beccali et al. 2012]. Gli autori hanno mostrato l'importanza di una dettagliata analisi della fase d'uso della tecnologia, al fine di ottenere risultati affidabili sui reali benefici connessi all'applicazione della stessa. Tali benefici, infatti, sono fortemente influenzati sia dalle condizioni climatiche del sito di installazione che dal mix energetico del Paese in cui la tecnologia viene impiegata. In dettaglio si è rilevato che minore è l'aliquota di energia prodotta da fonti rinnovabili nel mix energetico di un Paese, maggiore è la "convenienza" dell'uso delle RETs in sostituzione di impianti convenzionali.

Infine, la variabilità geografica influenza gli impatti connessi all'approvvigionamento delle materie prime ed alla fabbricazione delle RETs. Tali impatti dipendono infatti dall'aliquota di energia rinnovabile impiegata nel mix energetico del luogo in cui viene prodotto l'impianto. Tuttavia, gli eco-profilo delle materie prime impiegate nella produzione delle RETs e del mix energetico in cui viene prodotto l'impianto sono talvolta mancanti o incompleti. Per fronteggiare tali problemi, gli analisti spesso utilizzano dati medi tratti da database di inventario o da studi di letteratura, che possono non essere.

3.3. Qualità dei dati

L'affidabilità e la validità degli studi di LCA è connessa all'impiego di dati di input caratterizzati da un elevato livello di qualità e completezza, che tuttavia non sono sempre disponibili. L'utilizzo di dati di qualità non adeguata può infatti indurre ad una identificazione scientificamente poco affidabile delle criticità ambientali del processo indagato [Ardente et al., 2008]. La qualità dei dati può essere espressa attraverso una serie di informazioni riguardanti i seguenti aspetti [ISO, 2006b]: rappresentatività temporale; rappresentatività geografica; rappresentatività tecnologica; precisione, completezza e rappresentatività statistica; consistenza e riproducibilità dei metodi utilizzati all'interno dell'LCA; fonti dei dati e loro significatività; incertezza dell'informazione.

I problemi connessi alla disponibilità di dati caratterizzati da un elevato livello di qualità influenzano generalmente tutti gli studi di LCA, ma essi risultano particolarmente significativi per le tecnologie che utilizzano materie prime rare, i cui eco-profili non sono generalmente disponibili nei database di inventario.

Un'attenzione particolare dovrebbe essere rivolta alle 14 "materie prime critiche" (critical raw materials – CRMs) identificate di recente dalla Commissione Europea. Alcune di queste (ad esempio l'antimonio, l'indio e il gallio) sono comunemente usate per produrre le celle fotovoltaiche [EC, 2010], mentre altre (come il berillio, il germanio, la grafite, il platino e il tantalio) sono utilizzate per i componenti elettronici inclusi negli impianti. Un'indagine riguardante la disponibilità di dati di inventario delle CRMs, ha evidenziato che:

- vi sono pochissimi studi sull'eco-profilo delle CRMs, con la sola eccezione del magnesio;
- sui database specializzati per gli inventari di ciclo di vita [Ecoinvent Centre, 2011; PE Europe GMBH, 2011] sono disponibili informazioni su alcune CRMs, ad eccezione dell'antimonio, del berillio, del germanio, del niobio e del tungsteno;
- i dati disponibili sono generalmente caratterizzati da un basso livello di qualità. Essi, infatti, spesso si riferiscono a studi non recenti o a stime approssimative;
- in molti casi i dati di inventario delle CRMs sono confidenziali e la loro divulgazione è intenzionalmente limitata.

La mancanza di dati sulle CRMs potrebbe rappresentare un limite per lo sviluppo di futuri studi sulle RETs e, in particolare, sugli impianti fotovoltaici.

Analoghe considerazioni possono essere fatte per altre materie prime potenzialmente rilevanti poiché largamente impiegate nelle tecnologie rinnovabili emergenti (ad esempio l'uso del tellurio nelle celle fotovoltaiche CdTe e in altri componenti elettronici) e di cui non si hanno dati affidabili sugli impatti energetico-ambientali.

3.4. Periodo di riferimento dell'analisi

Un altro parametro significativo negli studi di LCA delle RETs è il periodo di riferimento dell'analisi, coincidente con la vita utile della tecnologia, che per gli impianti solari è comunemente assunta pari a circa 20-30 anni.

Poiché differenti assunzioni sulla vita utile possono sensibilmente influenzare i risultati finali della LCA, è sempre consigliabile effettuare un'analisi di sensibilità.

Il periodo di riferimento considerato, inoltre, influenza il decadimento delle prestazioni dei sistemi, dovuta al logorio dei componenti. Tale decadimento dovrebbe essere stimato, per quanto possibile, attraverso test e/o simulazioni.

È opportuno evidenziare che l'incertezza dell'analisi è tanto maggiore quanto più lungo è il periodo di vita utile preso in esame. Questa considerazione è particolarmente rilevante per le RETs caratterizzate da veloci cambiamenti tecnologici, come ad esempio gli impianti fotovoltaici la cui tecnologia può risultare obsoleta già dopo pochi anni.

3.5. Approccio metodologico: attribuzionale e consequenziale

Nella redazione di uno studio LCA si possono seguire due differenti tipi di approccio: attribuzionale e consequenziale [Weidema, 2003].

Il primo descrive i potenziali impatti energetico-ambientali di un prodotto/servizio nel suo intero ciclo di vita; il secondo è essenzialmente finalizzato ad identificare i potenziali effetti indotti da scenari previsionali a medio e lungo termine sulle dinamiche di mercato e sui modelli di comportamento dei consumatori.

Nell'ambito delle RETs l'importanza di tale scelta è ancor più evidente, in virtù delle profonde ripercussioni che l'impiego delle tecnologie rinnovabili induce su altre filiere produttive in termini ambientali, economici e sociali.

La scelta del tipo di approccio da utilizzare dipende comunque dall'obiettivo della LCA. Ad esempio, nel caso degli impianti fotovoltaici, gli obiettivi dello studio possono essere i seguenti [Anselma et al., 2009]:

- stimare gli impatti ambientali di un impianto già installato (analisi dello stato attuale – approccio attribuzionale);
- comparazione di sistemi fotovoltaici o di tecnologie per la produzione di energia elettrica (analisi previsionale di breve periodo – approccio attribuzionale/consequenziale);
- politiche energetiche di lungo termine, comparazione con sistemi fotovoltaici che saranno sviluppati in futuro o con tecnologie future per la produzione di elettricità (analisi previsionale di lungo periodo – approccio consequenziale).

3.6. Trattamenti di fine vita

L'analisi del fine vita negli studi di LCA è generalmente un lavoro complesso, affetto da diverse incertezze. È infatti difficile stimare, considerato l'attuale livello di conoscenza, come gli impianti solari termici e fotovoltaici saranno smaltiti tra 20 o 30 anni.

Attualmente sono stati effettuati solo pochi studi relativi allo smaltimento/riciclo degli impianti termici e fotovoltaici. In particolare, i processi di riciclo di tali tecnologie non sono ancora maturi o non sufficientemente diffusi. Inoltre, quando viene effettuato un processo di riciclo, i materiali riciclati dovrebbero essere considerati come co-prodotti del sistema e gli impatti ambientali dovrebbero essere coerentemente allocati¹.

Le difficoltà nell'analisi del fine vita delle RETs sono evidenti, anche considerando il fatto che gli impianti solari, in particolare quelli fotovoltaici, sono costituiti da componenti complessi difficili da riciclare [Fthenakis, 2000] e incorporano differenti sostanze tossiche (come il cadmio e l'arsenico) che dovrebbero essere trattate con attenzione [Menezes, 2001].

Molti degli studi di LCA sugli impianti solari escludono l'analisi degli scenari di fine vita (o semplicemente assumono uno smaltimento in discarica dell'impianto senza considerare alcun processo di recupero), poiché le tecnologie solari termiche e fotovoltaiche sono caratterizzate da un lungo ciclo di vita e i dati di inventario attualmente disponibili sul fine vita sono datati, riferiti a differenti contesti geografici e spesso non sono rappresentativi del sistema analizzato [Battisti, Corrado, 2005b]. Alcuni esempi di introduzione dei processi di recupero nella LCA di impianti fotovoltaici sono stati recentemente pubblicati [McDonald, Pearce, 2010; Zhong et al., 2011]. Tuttavia, gli scenari di riciclo sono stati focalizzati solo sul recupero di componenti quali l'acciaio, l'alluminio e la plastica o su altri materiali caratterizzati da un elevato valore economico.

Poche informazioni, invece, sono attualmente disponibili per gli impatti e i benefici connessi al recupero delle CRM o di sostanze pericolose.

Sulla base delle precedenti considerazioni il fine vita risulta ancora una delle fasi più incerte nella LCA delle RETs. Si raccomanda pertanto agli analisti di investigare attentamente differenti scenari di smaltimento/riciclo tramite un'analisi di sensibilità e di riferirsi, per quanto possibile, ad informazioni aggiornate ed attendibili fornite dalle imprese che si occupano dei processi di fine vita.

4. Conclusioni

L'analisi degli studi di letteratura riguardanti la LCA applicata ai sistemi solari termici e fotovoltaici ha evidenziato che gli indici E_{PBT} e CO_{2PBT} risultano inferiori a 3 anni per la prima tecnologia e variabili da 1 a 19 anni per la seconda. L'elevato range di variabilità dei risultati è dovuto a differenti approcci metodologici adottati nelle analisi (UF, confini del sistema ecc.), alla variabilità geografica dei dati, alla disponibilità e qualità dei dati, alle diverse assunzioni sulla vita utile ed ai diversi trattamenti di fine vita.

¹ Per ulteriori dettagli sulle procedure di allocazione, è possibile consultare [EC-JRC-IES, 2010].

Una corretta valutazione dei benefici energetico-ambientali delle RETs deve quindi essere effettuata attraverso l'identificazione delle criticità metodologiche della LCA, analizzando in particolare l'incertezza dei dati e stimando la variabilità dei risultati mediante l'applicazione di un'analisi di sensibilità.

In conclusione, al fine di ottenere dei reali benefici energetico-ambientali connessi all'uso delle RETs, è fondamentale effettuare una progettazione accurata dell'impianto, supportata da simulazioni affidabili e dettagliate sulle condizioni di esercizio, le quali influenzano in maniera rilevante le prestazioni energetico-ambientali della tecnologia in esame.

È necessario, inoltre, che la fase di progettazione degli impianti sia effettuata da un gruppo di lavoro interdisciplinare, che coinvolga anche un analista LCA in grado di orientare l'eco-design delle RETs e di garantire dei risultati scientificamente affidabili lungo l'intero Life Cycle Project.

5. Bibliografia

Andresen, I, Thyholt, M, Geissler, S, Rappl, B 2001, 'Sustainable Use of Aluminium in Buildings. Overview of Research Studies', European Aluminium Association.

Ardente, F, Beccali, G, Cellura, M, Lo Brano, V 2005a, 'Life cycle assessment of a solar thermal collector', *Renewable Energy*, vol.30, pp. 1031-1054.

Ardente, F, Beccali, G, Cellura, M, Lo Brano, V 2005b, 'Life cycle assessment of a solar thermal collector: sensitivity analysis, energy and environmental balances', *Renewable Energy*, vol.30, pp. 109-130.

Ardente, F, Beccali, G, Cellura, M, Longo, S, Marvuglia, A 2008, 'Requisiti di qualità dei dati negli studi di life cycle assessment (LCA) e nelle dichiarazioni ambientali di prodotto (DAP)', presentato all' 8° Congresso Nazionale Ciriap, Perugia, 4-5 Aprile.

Ardente, F, Cellura, M, Longo, S 2009, 'LCA applicata alle tecnologie alimentate da fonti rinnovabili di energia', articolo presentato al Convegno scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo, 11-12 June.

Battisti, R, Corrado, A 2005a, 'Environmental assessment of solar thermal collectors with integrated water storage', *Journal of Cleaner Production*, vol.13, pp. 1295-1300.

Battisti, R, Corrado, A 2005b, 'Evaluation of technical improvements of photovoltaic systems through life cycle assessment methodology', *Energy*, vol. 30, pp. 952-967.

Bayod-Rùjula, A, Lorente-Lafuente, AM, Cirez-Oto, F 2011, 'Environmental assessment of grid connected photovoltaic plants with 2-axis tracking versus fixed module', *Energy*, vol.36, pp. 3148-3158.

Beccali, M, Cellura, M, Longo, S, Nocke, B, Finocchiaro, P 2012, 'LCA of a solar heating and cooling system equipped with a small water-ammonia absorption chiller', *Solar Energy*, DOI: 10.1016/j.solener.2012.02.010, in press.

CE – Commissione Europea, 2011, 'Energia 2020 Una strategia per un'energia competitiva, sostenibile e sicura, SEC (2010) 1346'.

Cellura, M, Grippaldi, V, Lo Brano, V, Longo S, Mistretta, M 2011a, 'Life cycle assessment of a solar PV/T concentrator system', paper presented to Life Cycle Management Conference LCM 2011, Session: LCM in the Energy Sector II, Berlin, 28-31 August.

Cellura, M, Longo, S, Mistretta, M 2011b, 'Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: the case study of an Italian tile', *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, vol.15, Issue 9, pp. 4697-4705.

EC - European Commission, 2010, 'Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials'.

EC - JRC - IES - European Commission, 2010, 'International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance', First edition, EUR 24708 EN, Luxembourg, Publications Office of the European Union.

Ecoinvent Centre, 2011, 'Database ecoinvent data v2.2', Swiss Centre for Life Cycle Inventories (www.ecoinvent.ch/).

Fthenakis, MV 2000, 'End-of-life management and recycling of PV modules', Energy Policy, vol. 28, pp. 1051-1058.

Fthenakis, V, Anselma, E 2006, 'Photovoltaics energy payback times, greenhouse gas emissions and external costs: 2004 - early 2005 status', Progress in Photovoltaics: Research and Applications, vol.14, pp. 275–280.

García-Valverde, R, Miguel, C, Martínez-Bèjar, R, Urbina, A 2009, 'Life cycle assessment study of a 4.2 kWp stand-alone photovoltaic system', Solar Energ, vol. 83, pp. 1434-1445.

Alsema, E, Fraile, D, Frischknecht, R, Fthenakis, V, Held, M, Kim, HC, Pözl, W, Raugei, M, de Wild Scholten, M 2009, 'Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity', International Energy Agency - Photovoltaic Power Systems Programme, Report IEA-PVPS T12-01:2009

ISO - International Organization for Standardization, 2006a, 'ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework'.

ISO - International Organization for Standardization, 2006b, 'ISO 14044 - Environmental management: life cycle assessment. Requirements and guidelines'.

Laleman, R, Albrecht, J, Dewulf, J 2011, 'Life Cycle Analysis to estimate the environmental impact of residential photovoltaic systems in regions with a low solar irradiation', Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol.15, pp. 267-281.

McDonald, NC, Pearce, JM 2010, 'Producer responsibility and recycling solar photovoltaic modules', Energy Policy, vol. 38, pp. 7041–7047.

Menezes, S 2001, 'Electrochemical approach for removal, separation and retrieval of CdTe and CdS films from PV module waste', Thin Solid Films, vol. 387, pp. 175-178.

PE Europe GMBH, 2011, 'Software GaBi, ver. 4.4', (www.gabi-software.com/).

Wagner, HJ 1995, 'Ermittlung des Primaerenergieaufwandes und Abschaetzung der Emissionen zur Herstellung und zum Betrieb von ausgewaehlten Absorberanlagen zur Schimmbadwasserwaermung und von Solarkollektoranlagen zur Brauchwassererwaermung', VDI Berichte, Reihe 6, n.325.

Weidema, BP 2003, 'Market information in life cycle assessment', Danish Environment Protection Agency, Copenhagen, Denmark, pp. 1–147.

Zhong, ZW, Song, B, Loh, PE 2011, 'LCAs of a polycrystalline photovoltaic module and a wind turbine', Renewable Energy, vol.36, pp. 2227-2237.

Il progetto GERLA a supporto del nuovo Programma Regionale di Gestione dei Rifiuti in Lombardia

Lucia Rigamonti¹, Vera Brambilla, Rossella Luglietti, Mario Grosso

Politecnico di Milano DIAR – Sezione Ambientale

¹lucia.rigamonti@polimi.it

Abstract

Nel progetto GERLA (GEstione Rifiuti in Lombardia – Analisi del ciclo di vita) è stata applicata la metodologia LCA per l'analisi delle prestazioni ambientali dell'attuale gestione regionale e provinciale dei rifiuti urbani. Sulla base dell'interpretazione dei risultati ottenuti sono stati formulati degli scenari di gestione al 2020, anch'essi valutati con metodologia LCA per verificare e quantificare i miglioramenti associati alle varie azioni implementate. Scopo ultimo era quello di fornire a Regione Lombardia delle utili indicazioni per la proposta di Programma per la gestione dei rifiuti urbani in Lombardia al 2020: l'LCA è stata quindi utilizzata come strumento di supporto decisionale in merito a scelte strategiche fin dalla fase embrionale di elaborazione del nuovo Programma.

1. Introduzione

Il presente lavoro riporta una sintesi dei risultati ottenuti nell'ambito del progetto GERLA (GEstione Rifiuti in Lombardia – Analisi del ciclo di vita). Regione Lombardia sta infatti predisponendo il nuovo Programma Regionale di Gestione dei Rifiuti (PRGR) e nell'ottica di una politica di sostenibilità ha deciso di considerare la prestazione ambientale come criterio di valutazione nelle future scelte di pianificazione. In particolare, ha individuato nell'analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment – LCA*) lo strumento più adatto per farlo, così da consentire una visione globale della filiera prodotto – rifiuto – riciclo – recupero – smaltimento atta ad una più attenta e consona pianificazione regionale in materia. Nel progetto GERLA, quindi, è stata applicata la metodologia LCA per l'analisi delle prestazioni ambientali dell'attuale gestione regionale e provinciale dei rifiuti urbani; sulla base dell'interpretazione dei risultati ottenuti sono stati formulati degli scenari di gestione al 2020, anch'essi valutati con metodologia LCA per verificare e quantificare i miglioramenti associati alle varie azioni implementate. Tutto ciò ha permesso così di fornire a Regione Lombardia delle utili indicazioni per la proposta di Programma per la gestione dei rifiuti urbani in Lombardia al 2020.

2. Lo scenario di gestione attuale

2.1. Impostazione della valutazione LCA

Lo studio è iniziato con la ricostruzione in dettaglio del flusso dei rifiuti urbani prodotti in Regione Lombardia al 2009 (Scenario 2009: scenario base), bilancio che costituisce il fondamento per la valutazione ambientale dell'intero sistema di gestione. Si specifica che non sono state considerate tutte le frazioni merceologiche che formalmente compongono il rifiuto urbano, ma solo quelle ritenute più importanti e sulle quali si può maggiormente agire per migliorare l'intero sistema di gestione dei rifiuti.

I moduli sono stati costruiti in modo da conteggiare tutti i contributi di ciascuna fase della filiera, ovvero i trasporti, l'energia e i materiali necessari per i processi, le emissioni ad essi associate e i destini successivi dei prodotti in uscita; si sottolinea che la maggior parte di questi dati sono primari, ossia acquisiti direttamente dai principali impianti esaminati. Inoltre, nei moduli sono stati inseriti anche i prodotti evitati, cioè le materie prime che possono essere sostituite dai prodotti secondari (Rigamonti e Grosso 2009, Rigamonti et al. 2010) e l'energia da fonti convenzionali che viene sostituita da quella generata dai diversi impianti di trattamento che consentono un recupero energetico (termovalorizzatore, digestore anaerobico e discarica). Si specifica che come energia evitata si è considerata per l'energia elettrica quella prodotta da una centrale a gas a ciclo combinato e per il calore quello prodotto da caldaie a gas, di modo da essere coerenti con la situazione lombarda, in cui il gas naturale rappresenta il 93% dell'energia primaria di origine fossile utilizzata in entrambi i settori (come desunto dall'analisi della produzione elettrica e termica regionale, condotta mediante l'applicativo SIRENA (CESTEC, 2008)).

2.2. Risultati della valutazione LCA applicata allo scenario base

I risultati dell'analisi LCA dello scenario base espressi in termini di indicatori di impatto sono riportati nella Tabella 1. Tutti gli indicatori di impatto analizzati - riscaldamento globale, acidificazione, tossicità umana, formazione fotochimica di ozono e impatto energetico (CML et al. 2001, Jungbluth e Frischknecht 2004) - hanno segno negativo: ciò significa che i benefici derivanti dal recupero di materia ed energia dai rifiuti compensano gli impatti aggiunti nell'ambiente per il trattamento degli stessi. L'attuale gestione integrata dei rifiuti urbani in Regione Lombardia risulta dunque già caratterizzata da buone prestazioni energetico-ambientali.

Categorie di impatto	Unità di misura	Per unità funzionale (ossia per le tonnellate raccolte)	Per 1 tonnellata raccolta
Acidificazione	kg SO ₂ eq.	-1,51·10 ⁶	-0,34
Riscaldamento globale	kg CO ₂ eq.	-2,18·10 ⁸	-49,4
Formazione fotochimica di ozono	kg C ₂ H ₄ eq.	-1,77·10 ⁵	-0,040
Tossicità umana	kg 1,4-DCB eq.	-2,44·10 ⁸	-55,3
Impatto energetico	MJ	-2,59·10 ¹⁰	-5.873

Tabella 1: Impatti ambientali ed energetico associati alla gestione dei rifiuti urbani in Lombardia al 2009 (scenario base)

Dall'analisi dettagliata dei risultati si è però potuto concludere che sussistono comunque margini di miglioramento, basati da un lato su un ulteriore incremento praticabile dei tassi di raccolta differenziata e dall'altro su una serie di interventi tecnologico/gestionali applicabili essenzialmente alla frazione organica e al RUR:

- privilegiare la digestione anaerobica (+ post-compostaggio) in luogo del semplice compostaggio;
- massimizzare la produzione di energia in termovalorizzazione, con particolare riferimento a quella termica;

- soddisfare gli autoconsumi degli impianti di termovalorizzazione e digestione anaerobica mediante l'energia prodotta dagli stessi;
- recuperare anche i metalli non ferrosi (oltre che i ferrosi) dalle scorie di termovalorizzazione;
- abolire l'invio a discarica di RUR e bioessiccato.

2.3. Gli scenari futuri

Sulla base dei risultati dell'analisi LCA applicata alla gestione dei rifiuti urbani così come implementata nel 2009 in Lombardia, in un'ottica di miglioramento delle prestazioni ambientali dell'intero sistema, è stato definito il cosiddetto Scenario BAU – *Business As Usual*, avente come orizzonte temporale l'anno 2020. Tale scenario prevede un incremento inerziale della raccolta differenziata (che raggiunge il valore del 66%) senza significativi interventi esterni, ad esclusione degli interventi tecnologici e gestionali per le filiere di gestione della frazione organica e del RUR sopra elencati.

A partire dallo scenario BAU, considerando gli stessi quantitativi di rifiuti prodotti e le stesse filiere di trattamento per le diverse frazioni merceologiche, sono stati poi definiti due altri scenari futuri che prevedono un aumento spinto della raccolta differenziata potenziando tutti i servizi già implementati ed in particolare la modalità monomateriale porta a porta: i due scenari "Scenario 2020 al 65%" e "Scenario 2020 al 70%" prevedono infatti di raggiungere rispettivamente una percentuale di raccolta differenziata pari al 70% e al 75% (considerando le sole frazioni incluse in questo studio).

Infine, si è analizzato un ultimo scenario, "Scenario 2020 al 70% multi spinta" che raggiunge un livello di raccolta differenziata pari al 75% (sempre considerando le sole frazioni incluse in questo studio) spingendo sulla raccolta multimateriale: tale scenario può quindi essere visto come un'alternativa allo "Scenario 2020 al 70%".

L'analisi LCA dello scenario BAU e degli altri scenari futuri è stata condotta seguendo le stesse ipotesi ed assunzioni effettuate per l'analisi dello stato di fatto. I confini del sistema considerati includono quindi tutti i processi di trattamento del flusso di rifiuti urbani della Regione Lombardia al 2020, dal momento in cui tali rifiuti sono prodotti fino alla loro fuoriuscita dal sistema come emissione (solida, liquida o gassosa) o come materia prima secondaria. L'unità funzionale è rappresentata dalla gestione del quantitativo stimato di rifiuti urbani prodotti in Lombardia nel 2020, pari a 4.838.297 tonnellate se si considerano le sole frazioni analizzate in questo studio.

3. Confronto tra gli scenari

Dal bilancio di materia dettagliato di ciascuno degli scenari esaminati, si è potuto evidenziare una diminuzione dell'efficienza delle filiere di recupero dei materiali da imballaggio passando dallo Scenario 2009 (scenario base) allo Scenario 2020 70% multi spinta: in particolare quest'ultimo ha un'efficienza decisamente minore rispetto a quella di tutti gli altri scenari. Ciò è dovuto all'aumento relativo del quantitativo di materiale raccolto in modalità multimateriale, che richiedendo un ulteriore passaggio

di separazione prima del riciclo comporta inevitabilmente una maggiore produzione di scarti.

In generale si può concludere che raccolte differenziate comprese tra il 50% e il 75% comportano comunque scarti da smaltire pari a circa il 20% del materiale raccolto separatamente, materiale che si va ad aggiungere al rifiuto urbano residuo (RUR). Come è visibile dalla Tabella 2, questo significa che sistemi di gestione dei rifiuti basati su raccolte differenziate comprese tra il 50% e il 75% comportano la presenza residua di materiali da smaltire o avviare a recupero energetico per valori compresi tra il 58% e il 40%, rispettivamente.

	Scenario 2009	Scenario 2020 BAU	Scenario 2020 65%	Scenario 2020 70%	Scenario 2020 70% multi spinta
Scarti	9,0%	12,4%	13,5%	14,6%	17,5%
RUR	49,2%	34,0%	29,7%	24,9%	24,9%
Residui da smaltire	58,2%	46,4%	43,1%	39,5%	42,4%

Tabella 2: Percentuali di materiali residui da smaltire nei diversi scenari analizzati

È interessante a questo punto confrontare gli impatti energetici ed ambientali per i cinque scenari considerati, sia comprendendo che escludendo gli impatti evitati (Figura 2 per gli indicatori ambientali). Si specifica che i risultati che escludono gli impatti evitati sono stati determinati considerando le sole attività strettamente connesse con la gestione dei rifiuti e rappresentate in Figura 1 con le caselle grigie. I risultati che tengono conto degli impatti evitati sono invece stati determinati considerando l'allargamento dei confini del sistema in esame in modo da includere i prodotti evitati (oltre quindi agli impatti associati alle attività rappresentate in Figura 1 con le caselle grigie, sono inclusi anche gli impatti evitati associati alle attività rappresentate con le caselle bianche).

Si evidenzia che per tutti gli scenari tutti gli indicatori inclusivi degli impatti evitati presentano segno negativo: questo significa che i benefici derivanti dal recupero di materia ed energia dai rifiuti riescono a compensare gli impatti aggiunti nell'ambiente per il trattamento degli stessi.

Per quanto riguarda gli scenari futuri, in tutti gli indicatori si nota un miglioramento passando dallo Scenario BAU allo Scenario 70%; lo Scenario 70% multi spinta risulta invece migliore degli altri scenari al 2020 solo per l'indicatore di tossicità umana, mentre risulta il peggiore in due indicatori (il riscaldamento globale e l'indicatore di impatto energetico).

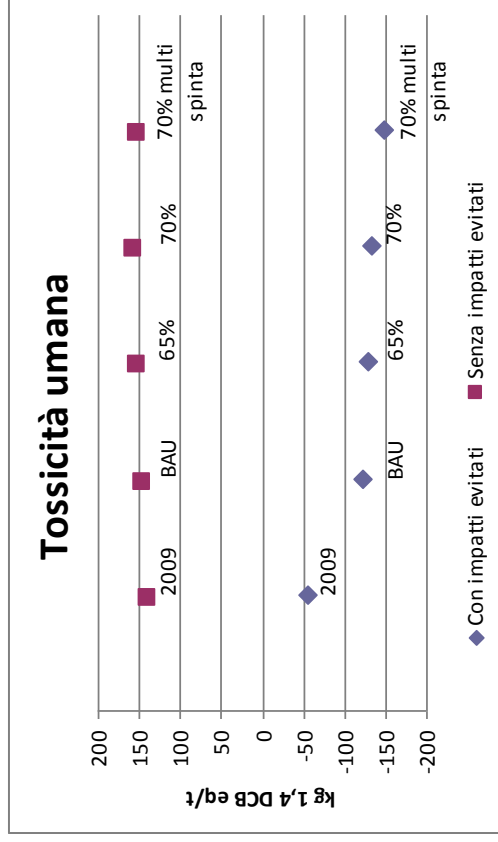
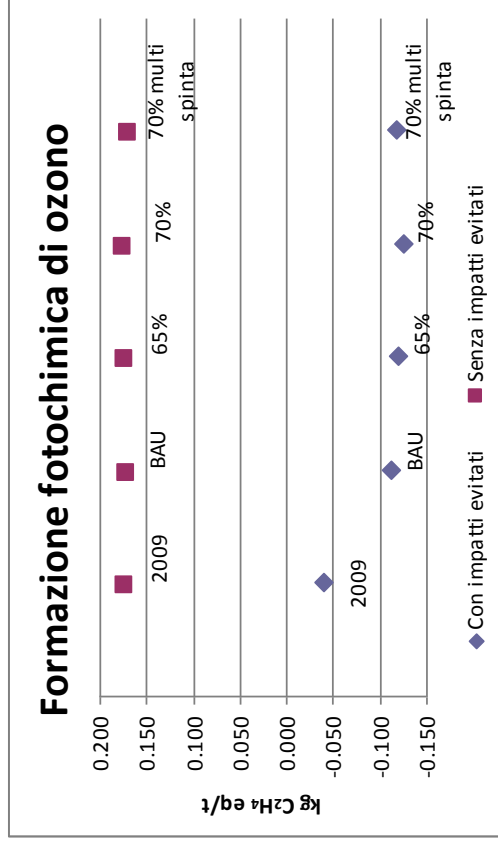
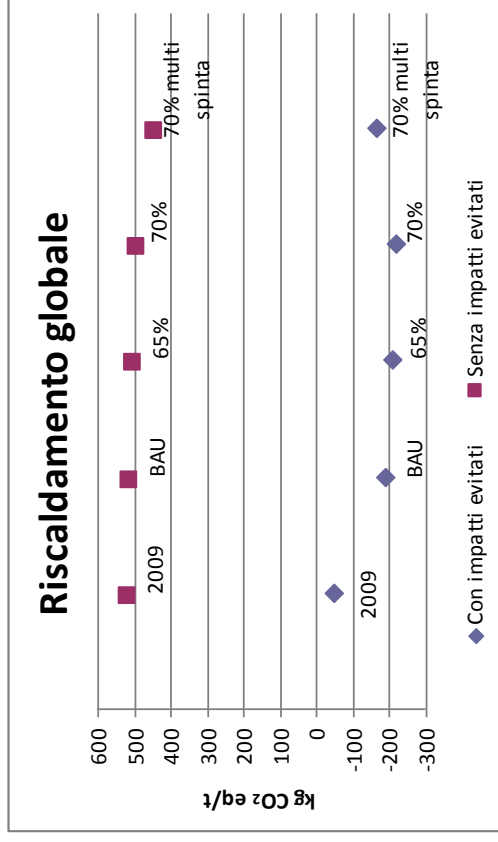
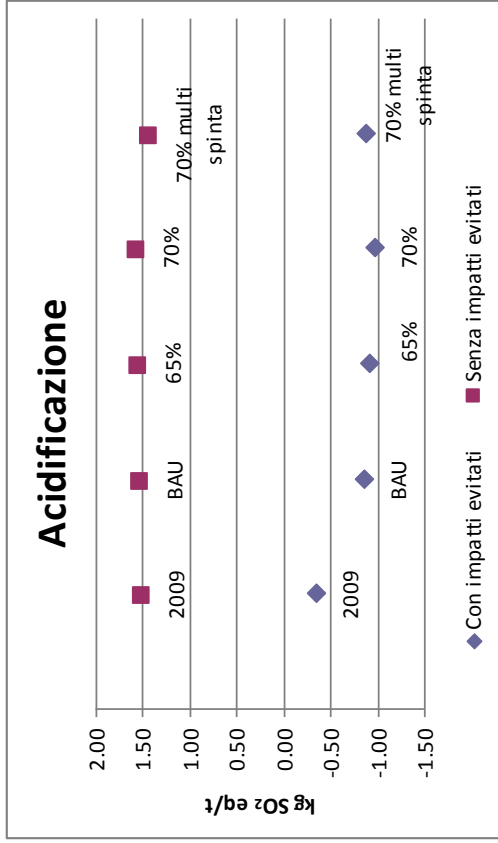


Figura 2: Indicatori di impatto ambientale per i diversi scenari esaminati, espressi per una tonnellata di rifiuto lordo raccolto

4. Indicazioni per la formulazione dello scenario di Piano

L'analisi LCA ha mostrato che per tutti gli scenari esaminati tutti gli indicatori di impatto analizzati (riscaldamento globale, acidificazione, tossicità umana, formazione fotochimica di ozono e impatto energetico), includendo gli impatti evitati, hanno segno negativo: questo significa che i benefici derivanti dal recupero di materia ed energia dai rifiuti riescono a compensare gli impatti aggiunti nell'ambiente per il trattamento degli stessi. L'attuale gestione integrata dei rifiuti urbani in Regione Lombardia risulta dunque già caratterizzata da buone prestazioni energetico-ambientali. Sussistono tuttavia margini di ulteriore miglioramento, che sono stati dettagliatamente analizzati per gli scenari futuri, basati da un lato su un ulteriore incremento praticabile dei tassi di raccolta differenziata e dall'altro su una serie di interventi tecnologico/gestionali applicabili essenzialmente alle filiere di gestione della frazione organica e di RUR. Gli scenari futuri risultano dunque più performanti dello scenario attuale, che può essere migliorato mettendo in atto una serie di azioni, quali:

- conversione, per il trattamento della frazione organica, a processi di digestione anaerobica + post-compostaggio a discapito dei processi di compostaggio aerobico tradizionale;
- massimizzazione della produzione di energia in termovalorizzazione, con particolare riferimento a quella termica;
- soddisfacimento degli autoconsumi degli impianti di termovalorizzazione e digestione anaerobica mediante l'energia prodotta dagli impianti stessi;
- recupero dei metalli non ferrosi dalle scorie di termovalorizzazione, oltre che dei metalli ferrosi;
- abolizione dell'invio a discarica di materiale bioessiccato prodotto in impianti di pretrattamento del RUR;
- utilizzo di pratiche di co-combustione in cementificio laddove le condizioni locali lo consentano;
- aumento dei materiali di imballaggio inviati a riciclo (soprattutto carta, vetro, alluminio e polimeri omogenei quali PET e HDPE);
- preferenza per la raccolta mono-materiale nei confronti di quella multi-materiale.

I dettagliati bilanci di materia ricostruiti sia per lo scenario al 2009 sia per gli scenari futuri hanno inoltre messo in evidenza che sistemi di gestione rifiuti basati su raccolte differenziate comprese tra il 50% e il 75% comportano la presenza di materiali residui (costituiti dalla somma di RUR e scarti di selezione e riciclo) compresi all'incirca tra il 58% e il 40%, rispettivamente. Ai sensi della Direttiva Europea 2008/98 e del suo recepimento nella legislazione italiana, per tali flussi vanno esplorate tutte le possibilità di recupero energetico o, in seconda battuta, di smaltimento finale in condizioni controllate.

Lo studio ha infine messo in evidenza la complessità di una valutazione di questo genere qualora estesa ad una vasta area territoriale come quella della Regione Lombardia. In particolare la necessità di acquisire un'ampia mole di dati, preferibilmente di tipo primario (ovvero rilevati direttamente sul campo) e la corretta verifica della loro qualità sono elementi fondamentali per garantire l'attendibilità dei risultati ottenuti.

5. Conclusioni

La LCA applicata a sistemi integrati di gestione dei rifiuti presenta grandi potenzialità di sviluppo, specie in supporto alle decisioni dei pianificatori e delle aziende che gestiscono i servizi di raccolta, trasporto e smaltimento/riciclaggio rifiuti. L'applicazione della metodologia LCA a sistemi di gestione dei rifiuti costituisce quindi un utile strumento di supporto decisionale in fase di redazione e aggiornamento dei piani territoriali di gestione dei rifiuti e costituisce un valido strumento in fase di programmazione per la valutazione e riduzione degli impatti ambientali.

L'applicabilità della metodologia è tuttavia fortemente legata alla disponibilità di dati ed informazioni sui processi interessati e presuppone che gli organi competenti (pubblici e privati) predispongano un sistema informativo costantemente aggiornato per la raccolta e l'organizzazione di questi dati. In mancanza di questo, studi di LCA applicati a sistemi di gestione dei rifiuti effettuati sulla base di dati non corrispondenti alla realtà potrebbero portare a risultati non verosimili e quindi a conclusioni errate.

6. Ringraziamenti

Il progetto GERLA è stato finanziato da CESTEC per Regione Lombardia.

Si ringraziano i numerosi gestori degli impianti che hanno fornito dati primari utili al progetto.

7. Bibliografia

- CESTEC, 2008, Regione Lombardia – SIRENA (Sistema Informativo Regionale ENergia Ambiente)
- CML, Bureau B&G, School of System Engineering, Policy Analysis and Management – Delft University of Technology 2001, Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards
- EC, JRC, IES, 2010, ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment e Detailed Guidance, <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/data>
- Ekvall, T, Assefa, G, Bjorklund, A, Erikson, O, Finnveden, G 2007, What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management, Waste Management 27, 989-996
- Finnveden, G, Hauschild, MZ, Ekvall, T, Guinée, J, Heijungs, R, Hellweg, S, Koehler, A, Pennington, D, Suh, S 2009, Recent developments in life cycle assessment, Journal of Environmental Management 91 (1), 1-21
- Jungbluth, N, Frischknecht, R 2004, Implementation of life cycle impact assessment methods, Ecoinvent Report N. 3. www.ecoinvent.ch
- Rigamonti, L, Grosso, M 2009, Riciclo dei rifiuti – Analisi del ciclo di vita dei materiali da imballaggio, 286 pp., edito da Dario Flaccovio, Palermo, settembre 2009, ISBN 978-88-7758-897-5
- Rigamonti, L, Grosso, M, Giugliano, M 2010, Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system, Journal of Cleaner Production, 18, 1652-1662

Analisi del ciclo di vita in serie storica di un sistema integrato di gestione dei rifiuti: il caso della Provincia di Siena

Mirko Bravi, Maria Laura Parisi, Riccardo Basosi

Gruppo di LCA-ENE.R.G.R.E.EN.S, Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Siena, Italia

riccardo.basosi@unisi.it

Abstract

In questo studio è stata sviluppata l'analisi LCA del sistema integrato di gestione del rifiuto solido urbano all'interno della Provincia di Siena in serie storica dal 1999 al 2009. Lo scopo di questo lavoro è la valutazione degli impatti ambientali del sistema di gestione della filiera dei rifiuti e dei possibili miglioramenti realizzabili. L'analisi ha permesso di fotografare per il periodo considerato la dinamica degli impatti ambientali causati dal sistema di gestione, che risultano influenzati dalle variazioni strutturali apportate agli impianti e dai flussi dei rifiuti. I risultati sottolineano che l'impatto ambientale diminuisce quando si adoperano accorgimenti tecnici per il recupero energetico e con l'incremento della frazione di raccolta differenziata. La simulazione di uno scenario virtuoso di raccolta differenziata spinta offre uno spunto per ottimizzare e spingere verso soluzioni ancor più sostenibili il sistema di gestione del rifiuto.

1. Introduzione

I rifiuti, la cui produzione costituisce una conseguenza inevitabile di qualunque attività umana, rappresentano una delle principali pressioni create sull'ambiente dall'uomo e sono uno degli elementi che maggiormente influenzano la qualità della vita nelle nostre città. Negli ultimi decenni la produzione di Rifiuti Solidi Urbani (RSU) è andata progressivamente crescendo, seguendo l'andamento della crescita economica e perciò della maggiore disponibilità di beni. Conseguenza di questo maggiore benessere economico è stata anche la diminuita capacità di riciclare i rifiuti: la possibilità di gettare via i beni 'vecchi' ed accedere a nuovi oggetti, destinati in breve tempo alla stessa sorte, è divenuto sempre più il simbolo della nostra società. Infatti la natura non conosce il concetto di rifiuto, ma solo quello di materiale in trasformazione. Il rifiuto è quindi materiale ritenuto non più suscettibile di uso qualificato e conseguentemente non più dotato di valore economico.

La gestione del RSU comporta la necessità di soddisfare contemporaneamente vincoli tecnici, ambientali, economici e sociali ed è attuata mediante un'ampia gamma di metodi di raccolta e di trattamento al fine di garantire che la gestione del flusso dei rifiuti sia ambientalmente efficace, economicamente accessibile e socialmente accettabile (McDougall et al., 2001). Molti autori hanno utilizzato l'analisi del ciclo di vita (LCA) per studiare i processi di gestione dei rifiuti con particolare riferimento al confronto tecnologico tra opzioni di incenerimento (Morselli et al., 2005), di recupero energetico (Giuliano, Grosso, Rigamonti, 2008), diverse tipologie di discariche (Cherubini, Bargigli, Ulgiati, 2009) ed efficienze di selezione (Rigamonti, Grosso, Sunseri, 2009). Al fine di descrivere nella maniera più realistica e dettagliata possibile il sistema indagato, lo studio deve tenere conto di dati accurati e opportunamente rappresentativi dei flussi di RSU (Del Borghi, 2009), delle caratteristiche degli impianti

di trattamento e di smaltimento, della loro evoluzione nel tempo e delle peculiarità geografiche ed economiche dell'area di studio (De Feo, Malvano, 2009). L'obiettivo di questo lavoro consiste nell'uso della metodologia LCA per l'analisi delle dinamiche del sistema di gestione della filiera dei rifiuti della Provincia di Siena attuata dal gestore Sienambiente in un arco di tempo di undici anni (1999-2009).

2. Caso studio

In Tabella 1 è quantificato il valore annuale aggregato dei flussi di rifiuto provenienti dai 36 Comuni della Provincia di Siena distinto per differenziato (RD) ed indifferenziato (RIND).

	1999	2000	2001	2002	2003	
<i>RIND</i>	109.000	107.000	108.000	109.000	107.000	
<i>RD</i>	21.000	30.000	38.000	39.000	51.000	
	2004	2005	2006	2007	2008	2009
<i>RIND</i>	107.000	109.000	112.000	111.000	105.000	104.000
<i>RD</i>	58.000	60.000	65.000	69.000	75.000	71.000

Tabella 1: Tonnellate di rifiuti RIND e RD trattati nella serie storica da Sienambiente

Le caratteristiche degli impianti preposti al trattamento, al recupero energetico e allo stoccaggio definitivo nell'arco temporale considerato possono essere così sintetizzate:

- tre discariche (Poggio alla Billa; Torre a Castello; Le Macchiaie)
- un termovalorizzatore (Poggibonsi);
- un impianto di selezione, valorizzazione e compostaggio (Le Cortine);
- un impianto di compostaggio (Poggio alla Billa).

I confini del sistema sono stati definiti considerando l'evoluzione di tutti gli impianti di Sienambiente attivi nell'arco temporale considerato e includendo tutte le modifiche apportate agli impianti (ampliamenti volumetrici, installazioni di nuove linee di combustione, installazione di impianti di recupero di biogas ecc.), con particolare riferimento al Piano Provinciale per la Gestione del Rifiuto Urbano e al Piano Straordinario Area Vasta ATO7-ATO8-ATO9. Al fine di contabilizzare gli impatti associati alle fasi di raccolta dei rifiuti, si è considerato il trasporto dei RSU dai bacini di raccolta fino ai siti preposti al trattamento. Il diagramma di flusso che descrive graficamente il sistema considerato è mostrato in Figura 1.

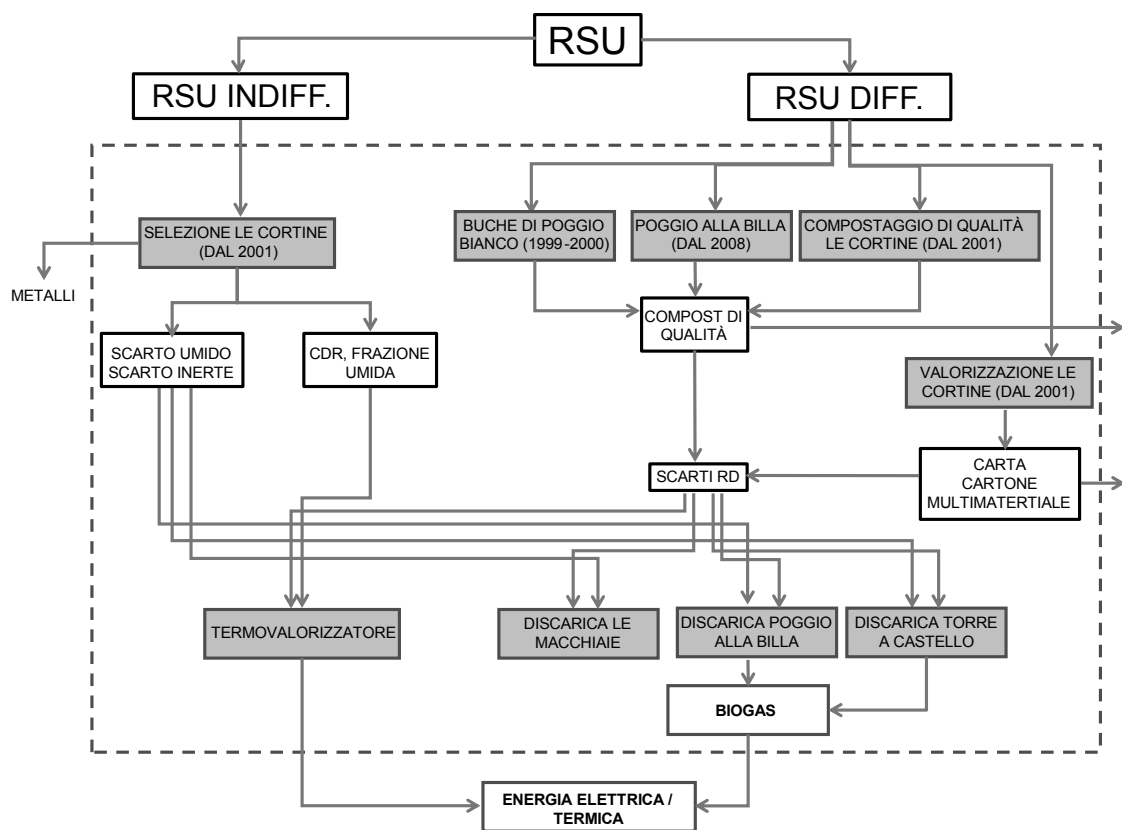


Figura 1: Confini del sistema indagato nello studio

La linea tratteggiata indica i confini del sistema di gestione di Sienambiente. I flussi in uscita da questo confine rappresentano i beni che rientrano nel ciclo economico. L'energia elettrica in uscita dal sistema è stata considerata come un impatto evitato in riferimento al mix energetico italiano di produzione di elettricità. L'energia termica in uscita dagli impianti non è stata considerata perché attualmente non viene valorizzata attraverso reti di teleriscaldamento. Gli impatti relativi ai metalli, il compost di qualità, la carta, il cartone e il multimateriale in uscita dal sistema non sono stati contabilizzati perché presuppongono un'analisi dei processi necessari al loro reinserimento nel mercato più dettagliata, che sarà oggetto di un lavoro successivo.

2.1. Strumenti e metodi impiegati

L'unità funzionale scelta per l'analisi LCA è la tonnellata di RSU differenziato ed indifferenziato prodotta dai 36 Comuni facenti parte della Provincia di Siena nel periodo di un anno. L'analisi è stata effettuata utilizzando il metodo damage-oriented Ecoindicator'99 che permette di aggregare la valutazione del danno in un unico indice che esprime in ecopoint il punteggio relativo ad ogni anno della serie storica analizzata.

I dati primari utilizzati per lo studio sono stati raccolti da varie fonti: il sito ufficiale di Sienambiente, il Piano Provinciale per la Gestione del Rifiuto Urbano (PPGRU), i documenti dell'Agenzia Regionale Recupero Risorse (ARRR) e il Piano regionale di azione ambientale (PRAA). Le informazioni sono state messe a confronto per cercare

anzitutto di valutare che le fonti usate fossero il più possibile attendibili e accurate, e, in un secondo momento, per dare vita ad un robusto inventario del ciclo di vita funzionale all'analisi in serie storica. Per reperire dati secondari è stata utilizzata la banca dati Ecoinvent 2.1. Infine, per il calcolo delle emissioni, sono stati incrociati i dati specifici relativi ai vari impianti con i risultati dei fogli di calcolo disponibili nella banca dati Ecoinvent 2.1 (Doka, 2009). Così come previsto dalla normativa UNI EN ISO 14040 sono stati considerati trascurabili tutti quei contributi il cui computo causerebbe effetti di scarso rilievo.

2.2. Assunzioni

Per valutare i volumi di RSU indifferenziato gestiti da Sienambiente nella Provincia di Siena, le principali assunzioni considerate sono:

- per ogni anno della serie storica 1999-2009 è stato determinato il volume del rifiuto indifferenziato trattato dai singoli impianti;
- per valutare l'impatto connesso al trasporto è stato stabilito il percorso misto veloce-lento fatto dagli automezzi (mezzo di categoria Euro 3 con una portata massima di 7 t) per arrivare da ogni bacino di raccolta agli impianti;
- il calcolo dei tkm è stato considerato come prodotto tra tonnellate di rifiuto spostato e distanza percorsa dal comune all'impianto;
- per valutare le quantità di biogas prodotto dalle discariche è stato preso come base un modello di produzione del biogas in discarica su base quindicennale;
- per valutare l'energia prodotta dal termovalorizzatore sono state valutate le Dichiarazioni Ambientali e i Quaderni Tecnici di Sienambiente;
- gli input e gli output relativi alle fase di costruzione-realizzazione dei vari impianti sono stati determinati utilizzando la banca dati Ecoinvent 2.1 e riproporzionando i valori alla taglia reale di impianto;
- per l'impianto di selezione e compostaggio sono stati considerati solo gli impatti associati alla fase operativa.

3. Risultati e impatto della ricerca

In Figura 2 si riporta il diagramma di flusso degli impatti relativo all'anno 2009 dell'analisi tramite il metodo di calcolo Ecoindicator'99. Per quest'anno il sistema di gestione rifiuti di Sienambiente mostra un impatto di $4.31E+06$ Pt riferito alla gestione dell'indifferenziato e un impatto di $1.06E+05$ Pt riferito alla gestione del rifiuto differenziato. L'analisi effettuata su tutta la serie storica ha permesso quindi di calcolare i contributi relativi ai singoli impianti per ogni anno e di evidenziare le criticità del sistema di gestione nell'intervallo temporale considerato.

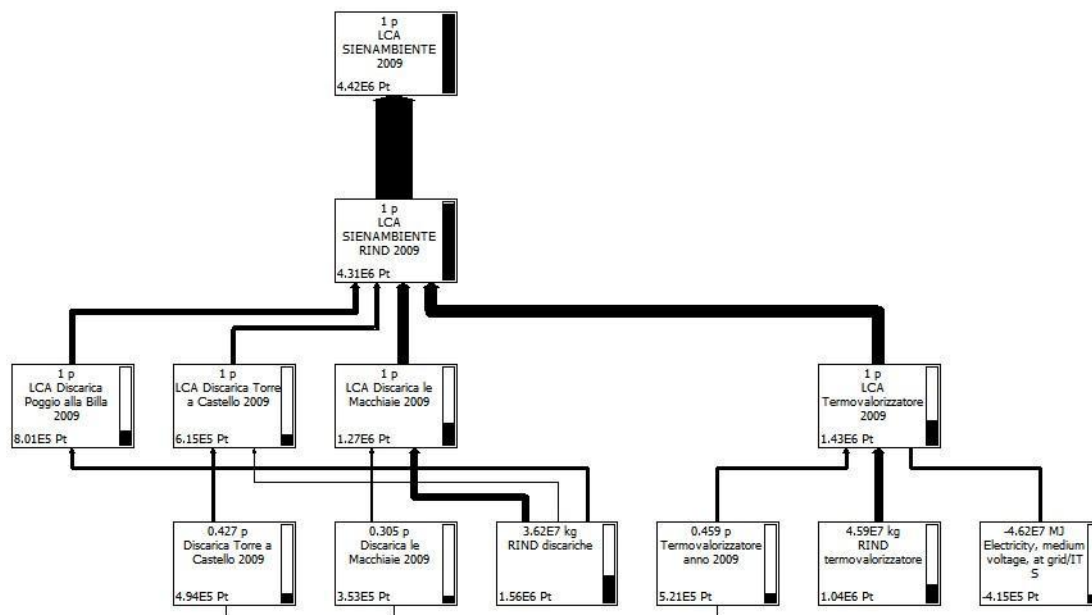


Figura 2: Diagramma di flusso del sistema di gestione operato da Sienaambiente nell'anno 2009 e contributi degli impianti all'indicatore di punteggio singolo

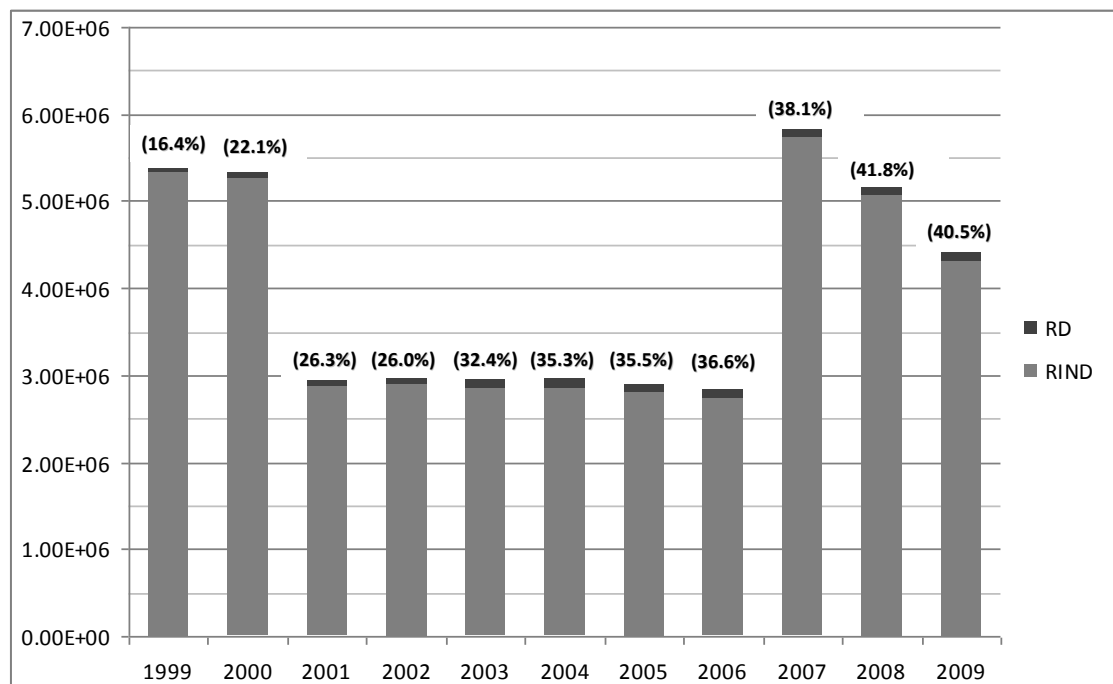


Figura 3: variazione dell'impatto ambientale in Ecopoint nel trattamento dei RSU (1999-2009)

Nella Figura 3 si riportano i risultati della valutazione del danno ambientale legato alla gestione del RIND e del RD nell'arco della serie storica 1999-2009 tramite il metodo di calcolo Ecoindicator'99. Sono inoltre riportate le percentuali della raccolta differenziata rispetto al totale nel sistema di gestione Sienaambiente per ogni anno considerato nel periodo di analisi (%RD).

I risultati mostrano che la gestione indifferenziata del rifiuto è la principale responsabile di un impatto ambientale elevato. Infatti il RIND non può essere riutilizzato in alcun modo se non per produrre in minima parte energia elettrica; al contrario le frazioni differenziate, una volta valorizzate, possono essere reinserite nel ciclo economico direttamente, evitando così il consumo di fonti primarie per la produzione degli stessi beni economici da materie vergini. Inoltre la metodologia utilizzata ha permesso di calcolare il valore degli impatti connesso alle scelte progettuali, agli investimenti strutturali e alle politiche del gestore Sienambiente in modo da avere un feedback sulle strategie adottate nel tempo. L'intervallo di tempo analizzato è adeguato per evitare il rischio sia di sopravvalutare che di sottovalutare aspetti fondamentali della filiera. Infatti questo tipo di analisi è estremamente sensibile alle dinamiche del sistema. Per esempio, nell'anno 2007, la sezione adibita alla selezione dell'impianto "Le Cortine" ha subito un'esplosione e durante il fermo impianto il RSU è stato conferito interamente in discarica determinando il brusco aumento dell'indicatore. Anche il fermo del termovalorizzatore per lavori di potenziamento e modernizzazione ha contribuito all'aumento dell'indicatore nel biennio 2007-2008. Nel 2009 il sistema risulta a regime e presenta un valore d'impatto maggiore rispetto al 2006 (ultimo anno prima dell'incidente). Questo risultato è determinato principalmente dall'aumento di potenza del termovalorizzatore e dall'aumento delle volumetrie delle discariche di Torre a Castello e Poggio alla Billa. L'aumento della raccolta differenziata, che nel biennio 2008-2009 supera il 40%, non riesce a controbilanciare gli effetti di tali scelte.

I risultati sottolineano che l'impatto ambientale del sistema tende a diminuire quando:

- si inseriscono accorgimenti tecnici per il recupero energetico (il recupero di biogas dalle discariche iniziato nel corso del 2004 permette una leggera riduzione dell'indicatore negli anni 2005 e 2006);
- si aumenta la frazione di raccolta differenziata rispetto a quella indifferenziata;
- si aumenta il rendimento energetico del sistema a parità di rifiuto trattato (minor consumo di combustibile per i trasporti e minor consumo di energia elettrica per gli impianti);
- si adottano tecnologie e sistemi per l'abbattimento che diminuiscono le emissioni (filtri sui fumi del termovalorizzatore, mezzi Euro 5).

Al contrario i risultati mostrano che l'impatto ambientale del sistema tende ad aumentare quando:

- si aumenta la capacità produttiva degli impianti (aumenti volumetrici delle discariche e aumento della capacità di trattamento dei termovalorizzatori);
- si verificano incidenti che bloccano il normale funzionamento del sistema.

3.1. Scenario di aumento della raccolta differenziata

Vista la necessità di incrementare i flussi di raccolta differenziata nell'ottica di un minor impatto ambientale, ma soprattutto per favorire il recupero e il riuso delle frazioni smaltite, si è ipotizzato uno scenario alternativo per l'ultimo anno della serie storica che prevede l'aumento della quota di RD dal 40,5% (valore effettivo del 2009) al 65%. Il raggiungimento del 65% di RD mira soprattutto ad ottenere un rifiuto di qualità (carta, cartone, multimateriale, compost) le cui caratteristiche favoriscano il riuso all'interno del ciclo economico. Tale scenario sarebbe realisticamente attuabile nel territorio della Provincia di Siena dal gestore Sienambiente con l'attuale sistema di gestione integrato del rifiuto e con una campagna di sensibilizzazione dei cittadini che punti alla massima qualità della frazione smaltita. Nella Tabella 2 si riporta la sintesi dei risultati per la situazione reale del 2009 e per lo scenario virtuoso ipotizzato. I valori mostrano come nella situazione dello scenario virtuoso con RD al 65% il valore dell'impatto ambientale globale associato alla gestione del RSU diminuisca di circa il 24% passando da 4,42E+06 Pt per l'anno 2009 a 3,37E+06 Pt per lo scenario ipotizzato.

	Gestione RSU 2009			Scenario RD al 65%		
	RIND	RD	TOT	RIND	RD	TOT
Rifiuti trattati (t)	104.000	71.000	175.000	61.250	113.750	175.000
%	59	41	100	35	65	100
Ecopoint (Pt)	4.31E+06	1.06E+05	4.42E+06	3.20E+06	1.72E+05	3.37E+06

Tabella 2: Impatti associati alla gestione del RSU per lo scenario reale e lo scenario virtuoso

4. Conclusioni

L'elemento più innovativo di questo studio è quello di aver esteso la valutazione dell'impatto ambientale legato al trattamento del RSU ad un arco temporale di 11 anni inserendo la variabile temporale nell'analisi LCA. Ciò ha consentito di valutare il contributo dell'apertura e/o chiusura degli impianti preposti al trattamento delle frazioni merceologiche, di considerare l'evoluzione tecnologica degli stessi, di valutare l'effetto di incidenti occorsi nel periodo di riferimento e di avere un quadro dinamico della raccolta per la frazione indifferenziata e differenziata.

Gli sviluppi futuri della metodologia di analisi riguarderanno:

- l'estensione della serie storica sia agli anni precedenti al 1999 che a quelli seguenti il 2009 al fine di fornire una fotografia più reale possibile degli impatti ambientali associati all'evoluzione della gestione da parte di Sienambiente del RSU nella Provincia di Siena;

- l'affinamento del grado di dettaglio delle caratteristiche tecniche e degli input/output di tutti gli impianti compresi nel sistema di gestione dei rifiuti;
- l'applicazione di nuovi scenari di gestione al fine di ottimizzare la sostenibilità ambientale del sistema e l'estensione dell'analisi in altri contesti territoriali al fine di un confronto con altre tipologie di sistemi di gestione

5. Bibliografia

Cherubini, F, Bargigli, S & Ulgiati, S 2009, 'Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration', *Energy*, vol. 34, pp. 2116-2123.

De Feo, G & Malvano, C 2009, 'The use of LCA in selecting the best MSW management system', *Waste Manage*, vol. 29, no. 6, pp.1901-1915.

Del Borghi, A, Gallo, M & Del Borghi, M 2009, 'A survey of life cycle approaches in waste management', *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14, no.7, pp. 597–610.

Doka, G 2009, 'Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services', *Ecoinvent Report n. 13*, Swiss Center for Life Cycle Inventories, St. Gallen.

Giuliano, M, Grosso, M & Rigamonti, L 2008, 'Energy recovery from municipal waste: a case study for a middle-sized Italian district', *Waste Manage*, vol. 28, no. 1, pp. 39-50.

I quaderni di Sienambiente – Gli impianti, viewed 24 Oct 2011,
<http://www.sienambiente.it/sa_pubblicazioni.htm>.

Koneczny, K & Pennington, DW 2007, 'Life Cycle Thinking in Waste Management: Summary of European Commission's Malta 2005 Workshop and Pilot Studies', *Waste Management*, vol. 27, no. 8, pp. S92-S97.

McDougall, FR, White, P, Franke, M, & Hindle, P 2001, *Integrated Waste Management: A Life Cycle Inventory*, 2nd edn, Blackwell Science, Oxford UK.

Morselli, L, Bartoli, M, Bertacchini, M, Brighetti, A, Luzi, J, Passarini, F & Masoni, P 2005, 'Tools for evaluation of impact associated with MSW incineration: LCA and integrated environmental monitoring system', *Waste Manage*, vol. 25, pp.191-196.

Piano Provinciale per la Gestione del Rifiuto Urbano (PPGRU), viewed 10 Sep 2011,
<<http://www.provincia.siena.it/pages/Default.asp>>.

Piano Regionale di Azione Ambientale (PRAA) 2007-2010 – Regione Toscana – viewed 13 Sep 2011,
<<http://www.rete.toscana.it/sett/pta/praa/>>.

Rapporto Rifiuti 2011 – Osservatorio Provinciale dei Rifiuti - Provincia di Siena, viewed 12 Sep 2011,
<<http://www.aepa.siena.it/pubblicazioni.php>>.

Rigamonti, L, Grosso, M & Sunseri, MC 2009, 'Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems', *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14, no. 5, pp. 411–419.

Trattamento di fanghi di depurazione di reflui civili: studio di Life Cycle Assessment comparativo

Grazia Barberio¹, Laura Cutaia¹

¹ENEA - UTTAMB

grazia.barberio@enea.it

Abstract

La corretta gestione dei fanghi derivanti dal processo di depurazione dei reflui civili è di crescente rilevanza nelle politiche ambientali in quanto connessa a problematiche di impatto ambientale (riduzione emissioni effetto serra, utilizzo di territorio, recupero di risorse ed energia), di tipo sanitario (rischio per salute umana), oltre che economico (costi di smaltimento e/o trattamento) per gli ingenti quantitativi coinvolti. Pertanto, soluzioni tecnologiche innovative e sostenibili nella gestione della filiera depuratore-fanghi sono da perseguire e, a livello europeo, l'opzione di recupero (ad es. ai fini della produzione di compost) è caldamente suggerita. Il presente articolo propone una rassegna comparativa di differenti scenari di smaltimento e trattamento dei fanghi di depurazione provenienti da reflui civili, elaborati sia da recenti e dirette esperienze presenti sul territorio italiano, sia da studi di letteratura.

1. Introduzione

I fanghi di depurazione sono, da un lato l'elemento chiave per il funzionamento di un impianto biologico di depurazione che esegue la rimozione dei solidi sospesi, della materia organica e dei nutrienti (azoto, fosforo ecc.), dall'altro costituiscono un rifiuto con problematiche di trattamento e smaltimento. Il processo di depurazione delle acque reflue ha portato negli ultimi dieci anni a un incremento di produzione di fanghi di depurazione, in seguito alla progressiva attuazione della Direttiva 91/271/CEE sul trattamento delle acque reflue urbane, recepita in Italia dal D.Lgs. 152/99. La produzione dei fanghi di depurazione in Europa è aumentata da 8 milioni di tonnellate di sostanza secca nel 1998 a 10 milioni di tonnellate nel 2007 (Rizzardini e Goi, 2010) e il 40% è destinato allo spandimento sui suoli agricoli (EC, 2010). La depurazione delle sole acque reflue civili in Italia può portare alla produzione di circa 1,2 milioni di tonnellate/anno, in sostanza secca, di fanghi biologici, valore che si accorda con quanto calcolato dalla Commissione Europea, che valuta la produzione di fango per ogni abitante in 58 g di sostanza secca/giorno (AA.VV, 2011)

Le problematiche associate al trattamento dei fanghi non riguardano solo le ingenti quantità, ma anche gli impatti ambientali e i costi associati a tale trattamento. Infatti, i costi relativi al trattamento dei fanghi di depurazione incidono per il 50% sul costo totale di gestione dell'intero trattamento delle acque; da un punto di vista ambientale i fanghi di depurazione presentano problematiche di smaltimento in discarica con produzione di percolato ed emissioni di CO₂ equivalente in atmosfera (Houillon, Jolliet, 2005). La direzione verso cui ci si muove per risolvere le problematiche descritte è quella del recupero e utilizzo come risorsa (di materiale ed energia), previo opportuno trattamento, sfruttando le caratteristiche e la composizione stessa di tali fanghi.

Il presente articolo propone una rassegna comparativa delle diverse opzioni di gestione dei fanghi di depurazione delle acque reflue civili, sviluppate tenendo conto sia di esperienze dirette e recenti presenti in Italia, sia di studi di letteratura.

La rassegna comparativa viene realizzata utilizzando l'approccio di ciclo di vita proposto dalla metodologia LCA (Life Cycle Assessment), nell'ambito di un più ampio studio che ENEA UTTAMB sta conducendo e che è tuttora in corso. L'analisi di letteratura indica che gli studi di LCA che riguardano i fanghi da depurazione, sono relativi principalmente a due tipologie di approcci: il primo (presente nello studio di Hong e Li , 2011), relativo al riutilizzo dei fanghi in processi produttivi al fine di comparare il prodotto derivante rispetto al prodotto realizzato da processi tradizionali (ad es. cemento prodotto con e senza l'utilizzo di fanghi); il secondo invece (presente nello studio di Hospido et al., 2005) riguarda il confronto tra differenti scenari di trattamento/gestione dei fanghi in cui si consegua o meno il recupero di energia e di materiale. Le sfide metodologiche di entrambi gli approcci di studi di LCA constano nell'individuare appunto le possibili funzioni dei sistemi investigati, i flussi di prodotti e co-prodotti e le ripartizioni tra gli stessi. Altri aspetti importanti nella modellazione sono da un lato la funzione del sequestro di carbonio e di miglioramento delle proprietà del terreno associate all'utilizzo di fanghi, trattati e non, su suoli agricoli e, dall'altro lato, il potenziale inquinamento associato al rilascio di sostanze da parte dei fanghi. Quest'ultima considerazione può diventare molto importante in virtù della composizione sia del fango sia del terreno e dunque, in casi in cui risulti rilevante nell'intero ciclo di vita, deve essere approfondita con altri strumenti di valutazione come la valutazione di rischio- Risk Assessment.

2. Modalità di trattamento dei fanghi di depurazione

Possibili modalità di smaltimento e/o trattamento dei fanghi di depurazione sono: smaltimento in discarica; spandimento sulle superfici agricole; trattamento chimico (spesso funge come pre-trattamento prima di un destino/utilizzo finale); trattamenti biologici (compostaggio, digestione anaerobica); trattamenti termici (incenerimento, co-incenerimento, combustione, pirolisi, gassificazione).

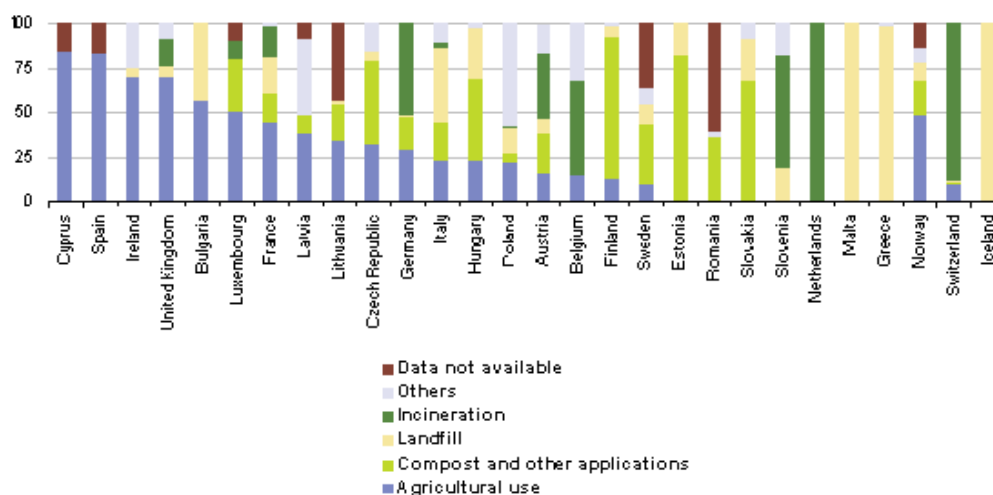
I trattamenti citati possono essere applicati in maniera separata o possono essere utilizzati in maniera combinata tra loro e/o con lo smaltimento per favorire una gestione integrata del rifiuto.

Secondo quanto sviluppato dallo studio della Commissione Europea, già citato, in Italia la produzione dei fanghi di depurazione tra il 2010 e il 2020 rimarrà invariata per quanto riguarda i quantitativi prodotti, mentre cambieranno percentualmente le destinazioni di trattamento, con drastica riduzione dello smaltimento in discarica, come descritto in Tabella 1. Peraltro, secondo quanto riportato da Eurostat², in Italia lo smaltimento dei fanghi in discarica risulta essere ancora il trattamento prevalente (Figura 1), nonostante la Commissione Europea richieda di ricorrere a soluzioni di trattamento alternative.

² http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Water_statistics

Anno	Fanghi totali – sost. secca (Mt/anno)	Spandimento al suolo (%)	Incenerimento (%)	Discarica (%)	Altri tratt. (%)
2010	1,5	25	20	25	30
2020	1,5	35	30	5	30

Tabella 1: Stime dei quantitativi di fango da trattamento di reflui civili prodotti negli anni 2010 e 2020 in Italia e scenari di trattamento (EC, 2010)



(1) Belgium, Germany, Luxembourg, the Netherlands and Austria, 2008; the Czech Republic, Ireland, Latvia and Slovakia, 2007; Greece and Switzerland, 2006; Italy, Cyprus and the United Kingdom, 2005; France and Hungary, 2004; Iceland, 2003; Sweden, 2002; Finland, 2000; Denmark Source: Eurostat (online data code: env_watq6)

Figura 1: Tipologie di trattamento dei fanghi da depurazione di reflui civili in EU27 + Svizzera (2009, % in peso)

2.1. Smaltimento in discarica

Lo smaltimento in discarica è regolato dal DM 27.09.2010, che ha abrogato il precedente DM 03.08.2005 sui criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica. I fanghi possono essere smaltiti in discariche per rifiuti non pericolosi sia tal quali che previo condizionamento (che ne aumenta la stabilizzazione). Particolare attenzione deve essere riposta nel considerare le emissioni generate dallo smaltimento in discarica ovvero il percolato e il biogas. Il gestore della discarica ne è responsabile³ per 30 anni dalla chiusura con azioni di monitoraggio delle emissioni da essa generate e il loro successivo trattamento. Inevitabilmente, il percolato prodotto durante la fase di esercizio della discarica è in quantità annua superiore a quello prodotto quando la discarica è chiusa (coperta e impermeabilizzata) ma poiché vi è compattazione e lisciviazione, le emissioni di percolato, se sversate in ambiente, costituiscono fonte di inquinamento.

Altro tipo di emissioni sono quelle dovute alla degradazione del rifiuto con produzione di biogas, avente composizione simile a quella prodotta per digestione anaerobica.

³ D.Lgs. 13/01/2003, n. 36 "Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti" pubblicato nella G.U. n. 59, 12/03/2003, Suppl. Ord. n. 40.

Dati di letteratura (EC, 2010) indicano che circa il 60% di tali emissioni non viene raccolto e circa il 15% viene ossidato nella copertura. Pertanto il 45% del biogas viene emesso direttamente in aria.

2.2. Spandimento sulle superfici agricole

L'utilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura consente di apportare al terreno elementi nutritivi in quantità limitate ma tali da consentire la riduzione dell'impiego dei concimi minerali e migliorare le caratteristiche chimico-fisiche e biologiche dei suoli. Infatti, si possono annoverare tra le proprietà fertilizzanti di queste biomasse: contenuto e disponibilità di azoto e fosforo, il basso rapporto C/N, elevato contenuto di carbonio e quindi contributo al bilancio umico del suolo.

I fanghi di depurazione, tuttavia, possono comportare dei rischi per l'ambiente e per la salute se utilizzati direttamente sul suolo agricolo, principalmente a causa del loro contenuto di metalli pesanti, composti organici nocivi e microorganismi patogeni. Pertanto risulta determinante il trattamento cui sono sottoposti prima di un loro utilizzo praticato nel pieno rispetto della normativa. Lo spandimento diretto su terreno deve essere ispirato ai principi *dell'uso sostenibile* e di *precauzione*, ovvero minimizzando i rischi potenziali per l'ambiente e la salute umana. L'utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione è regolamentato dal D.Lgs. 99/92 che recepisce la Direttiva della Comunità Europea n. 278 del 1986. Tale decreto fissa una serie di limitazioni qualitative e quantitative sui fanghi da applicare sul suolo agricolo (es. i limiti massimi ammissibili di concentrazione di alcuni metalli pesanti nei fanghi) oltre che sulle caratteristiche del terreno da coltivare. Inoltre vi possono essere dei limiti più restrittivi fissati a livello regionale in virtù della tipologia dei fanghi e dei suoli o anche delle colture praticate: Alcune regioni applicano i vincoli posti dal "Working document on sludge" (EC, 2000 e successive modifiche del 2010) in cui si promuove l'utilizzo dei fanghi come spandimento al suolo ma specificando i limiti, le condizioni, l'eventuale pre-trattamento e le responsabilità per tale utilizzo.

Spesso alla pratica di spandimento su terreno occorre associare un pretrattamento, di tipo chimico (§ 2.3) o biologico (ad esempio compostaggio, § 2.5), avente il fine di stabilizzare e igienizzare il rifiuto.

2.3. Trattamento chimico

Il pretrattamento dei fanghi può avvenire con l'aggiunta di diversi additivi tra cui la calce che risulta la più idonea soprattutto per l'effetto igienizzante ma anche per la riduzione di emissioni odorigene (AA.VV., 2011). L'aggiunta è in quantità pari al 3-4% del peso del fango e la miscela deve raggiungere un pH=12, mantenuto per un periodo compreso fra 12 e 24 ore.

2.4. Trattamento termico

Si sta sviluppando un crescente interesse degli operatori verso il trattamento termico dei fanghi per il recupero di energia in virtù del potere calorifico che è nel range di 3.800-5.600 kcal/kg di sostanza secca. Esistono processi convenzionali di incenerimento e di utilizzo dei fanghi essiccati come combustibile in forni industriali e in cementifici (Hong e Li, 2011); processi di co-combustione, per alimentare parchi indu-

striali (Liu et al., 2011) e infine processi alternativi come la gassificazione e la pirolisi, in cui gli aspetti negativi legati all'eterogeneità della fonte (scarti di biomassa o fanghi) vengono superati attraverso un miglioramento del combustibile con produzione di un combustibile intermedio gassoso (Rada et al., 2006).

2.5. Trattamento biologico

Il trattamento biologico dei fanghi può essere di tipo aerobico o anaerobico. Nel primo, il fango è opportunamente miscelato ad altre matrici (di solito scarti ligno-cellulosici e la Frazione Organica del Rifiuto Solido Urbano - FORSU) e subisce un processo di bioossidazione e maturazione con degradazione della sostanza organica in CO₂, H₂O, NH₃. La temperatura che viene raggiunta e mantenuta in questa fase (range 55-70 °C, per almeno 20-90 gg) consente la stabilizzazione e la disinfezione del materiale. Il prodotto in uscita viene analizzato e classificato ai sensi del D.Lgs. 75/2010 come ammendante compostato misto ovvero *compost* di qualità utilizzabile per lo spandimento sui terreni. La digestione anaerobica, invece, è un processo biologico di mineralizzazione, umificazione e gassificazione delle sostanze organiche. Normalmente vengono demolite il 50% delle sostanze organiche contenute nel fango con produzione di biogas (CH₄ 67% e CO₂ 33%) dal potere calorifico di circa 5500 kcal/m³ e fango residuo completamente digerito e stabile (ulteriormente spandibile in quanto contiene sostanze nutritive).

2.6. Soluzioni di miglioramento

I fanghi, in quanto rifiuti, sono soggetti alla relativa normativa specifica, ossia il D.Lgs. 152/06 e la nuova Direttiva 2008/98/CE, recepita in Italia con il D.Lgs. 205/2010, che richiede l'applicazione della strategia del riutilizzo/recupero, evitando la produzione di rifiuti attraverso la loro valorizzazione come risorse.

Come spesso si osserva nel campo dei rifiuti, non vi è un'unica soluzione di trattamento applicabile ma occorre ricorrere ad una gestione integrata attraverso l'adozione di differenti opzioni che meglio si adattano al rifiuto specifico e alla realtà territoriale. Pertanto, una corretta gestione dei fanghi derivanti dal processo di depurazione dei reflui civili è necessaria in virtù sia delle crescenti quantità coinvolte, sia dei costi economici e ambientali associati al trattamento. Inoltre, sono individuabili diverse possibilità di miglioramento dei sistemi di gestione dei fanghi di depurazione, tra cui:

- applicazione dei Sistemi di Gestione Ambientale agli impianti di depurazione delle acque reflue che consente di monitorare e gestire le interferenze tra l'esercizio dell'impianto e l'ambiente e di programmare interventi tecnico-gestionali atti a ridurre il carico ambientale complessivo del processo di trattamento delle acque (Gasperi et al., 2011).
- soluzioni tecnologiche atte alla riduzione di produzione dei fanghi attraverso trattamenti meccanici a ultrasuoni, trattamenti chimici con ozono o soluzioni acide o basiche (Chua et al., 2009).
- soluzioni per il recupero e la valorizzazione dei fanghi per produrre materie prime secondarie (Odegaard et al., 2002).

3. Layout del ciclo di trattamento dei fanghi

Enea-UTTAMB sta conducendo uno studio su vari sistemi di gestione dei fanghi, con l'obiettivo di analizzarne gli impatti ambientali attraverso studi comparativi e di valutare soluzioni tecnologiche atte a ridurre gli impatti stessi in una prospettiva di ciclo di vita dell'intera filiera e in un'ottica di gestione integrata. La funzione del sistema analizzata in questo studio di LCA è lo smaltimento di fanghi di depurazione nel pieno rispetto della legge e l'unità funzionale (UF) è pari a 1 t di fanghi proveniente dalla depurazione di reflui civili. La modellizzazione dei sistemi è effettuata a partire dalla produzione di fanghi nel depuratore (confini del sistema a monte) fino al loro smaltimento finale (confini del sistema a valle) per l'UF scelta. I sistemi analizzati sono:

1. Spandimento diretto sulle superfici agricole (Figura 2a): interesse per le quantità immagazzinate/biodisponibili di carbonio e nutrienti.
2. Smaltimento diretto in discarica (Figura 2b): interesse per la stima delle emissioni (percolato e biogas) e l'allocazione degli impatti rispetto alla quantità e alla composizione del rifiuto oggetto di indagine.
3. Spandimento sulle superfici agricole previo pre-condizionamento (Figura 3a).
4. Smaltimento in discarica previo pre-condizionamento (Figura 3b).
5. Compostaggio (Figura 4): interesse per la sostituzione di ammendanti - fertilizzanti di sintesi.

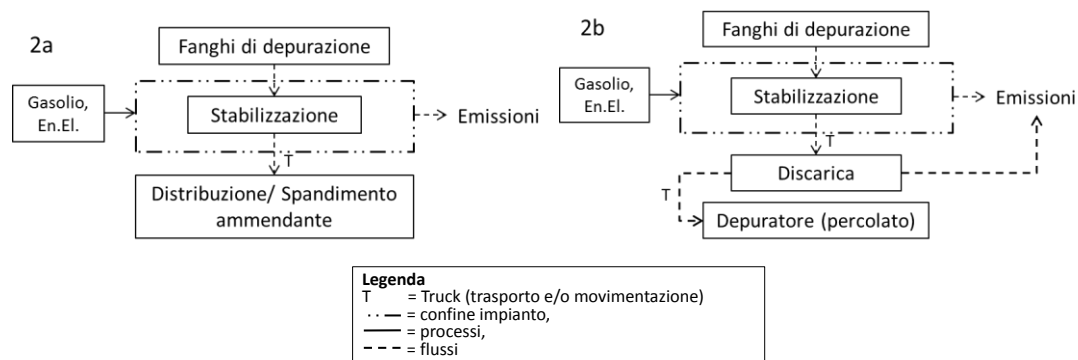


Figura 2. **2a**: spandimento diretto in terreni agricoli; **2b**: smaltimento diretto in discarica

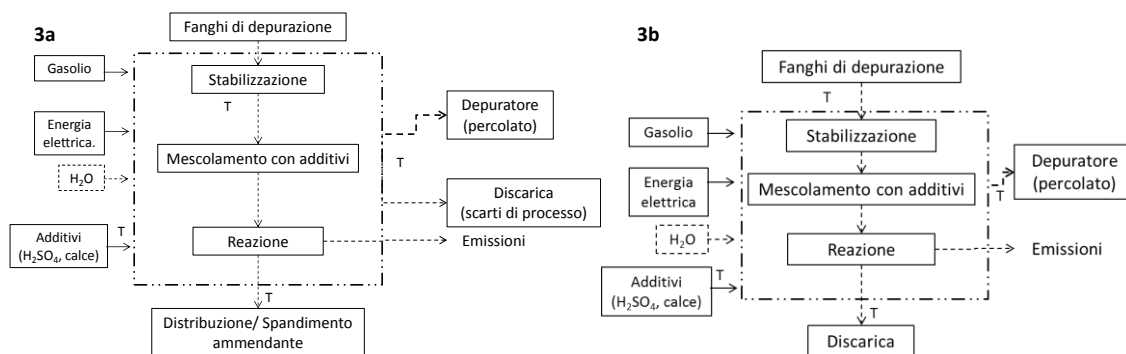


Figura 3. **3a**: spandimento in terreni agricoli previo pre-condizionamento; **3b**: smaltimento in discarica previo pre-condizionamento

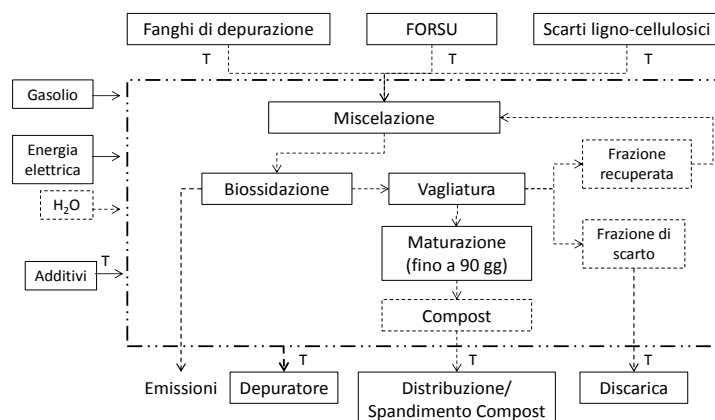


Figura 4: Sistema di compostaggio

Le fasi del ciclo di vita analizzato sono:

- Fase di produzione e stabilizzazione dei fanghi presso il depuratore con i consumi energetici e idrici, le materie prime e ausiliarie.
- Fase trasporto dei fanghi che include il carico trasportato per viaggio e la distanza media tra depuratore e sito di spandimento diretto (sistema 1), di trattamento (sistemi 3 e 4), di compostaggio (sistema 5) o di smaltimento diretto (sistema 2).
- Fase trattamento/compostaggio con consumi energetici e idrici, materie prime e ausiliarie, emissioni e rifiuti relativi alla produzione di correttivo o compost.
- Fase trasporto del correttivo/compost che include il carico trasportato per viaggio e la distanza media tra impianto e suolo su cui correttivo o compost verranno utilizzati.

4. Conclusioni

Il tema della gestione dei fanghi di depurazione è di forte interesse per le problematiche di impatto ambientale, costi economici e conformità normativa. Infatti, l'evoluzione della normativa sia per lo smaltimento dei fanghi sia per la tutela delle acque, pone dei vincoli sempre più stringenti per il recupero in agricoltura e lo smaltimento in discarica e dunque si stanno investigando soluzioni di minimizzazione dei rifiuti, recupero di materiale ed energia e di smaltimento finale dei residui (AA.VV., 2011).

Visti gli scenari 2010-2020 della CE e le problematiche legate agli aspetti ambientali ed economici del trattamento dei fanghi, appare quindi fondamentale poter effettuare valutazioni sugli scenari di miglioramento delle diverse tipologie di trattamento dei fanghi di depurazione al fine di indirizzare le scelte verso modalità di trattamento in grado di coniugare sicurezza ambientale e sostenibilità economica.

In tale ottica, la metodologia LCA fornisce in maniera sistematica valutazioni qualitative e quantitative per confrontare efficacemente differenti tipologie di soluzione tecnologiche, al fine di includere le ricadute ambientali delle diverse opzioni. Lo studio illustrato, tuttora in corso, offre una chiave di analisi delle diverse opzioni di gestione dei fanghi di depurazione di reflui civili al fine di costruire scenari integrati di

trattamento e contribuire a costruire ipotesi di miglioramento anche alla luce della stringente normativa in materia.

Il lavoro svolto offre un quadro metodologico di riferimento per la valutazione comparativa di vari sistemi di trattamento dei fanghi, in vista di una rimodulazione delle diverse opzioni di trattamento che vengono attualmente operate in Italia, in favore di un sempre minore ricorso alla discarica.

Lo studio tiene conto della eterogeneità dei sistemi analizzati per complessità dei processi coinvolti e dei differenti prodotti (in alcuni casi aventi stessa funzione del convenzionale, in altri no) e co-prodotti.

Occorre, peraltro, precisare che, analogamente a quanto avviene per le altre tipologie di rifiuti, non esiste “la soluzione tecnologica migliore” ma è necessario, invece, applicare un approccio integrato che tenga conto anche delle condizioni sito-specifiche al fine di rendere le soluzioni di trattamento sostenibili.

5. Bibliografia

AA.VV., 2011, “Convegno nazionale: le nuove tecniche di trattamento e di gestione dei fanghi di depurazione in relazione agli orientamenti della disciplina sulle acque e sui rifiuti”, Atti del convegno di Ecomondo, 9-12 novembre 2011, Rimini.

Chua, L, Yanb, S, Xingb, X, Sunc, X, Jurcicb, B, 2009, “Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production”, *Water Research*, Vol43, Issue 7, pp. 1811–1822.

EC, DG Environment, 2000, “Working document on sludge” ENV.E.3/LM, Brussels, 27/04/2000.

EC, DG Environment, 2010, Final report commissionato a Milieu Ltd, WRc and RPA, “Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land”.

Gasperi, GM, Di Croce, S, Tartaglia, A, Verdiani, G, Di Donna, N, 2011, “Strumenti tecnico-gestionali per la riduzione dell’impatto ambientale connesso alla produzione dei fanghi di depurazione”, Atti di Ecomondo pp. 1102- 1107.

Hong J and Li X., 2011, Environmental assessment of sewage sludge as secondary raw material in cement production - A case study in China. *Waste Management*. 31, 1364-1371.

Hospido A., Moreira M., Martin M., Rigola M., Feijoo G., 2005 “Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion vs thermal processes”. *Int J LCA*. 10, 5, 336-345.

Houillon, G, Jolliet, O, 2005, “LCA of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis”, *Journal of Cleaner Production*, 13, pp. 287–299.

Liu Q., Jiang P., Zhao J., Zhang B., Bian H., Quian G., 2011, “LCA of an industrial symbiosis based on energy recovery from dried sludges and used oil”, *J of Cleaner Production*, 19, p1700.

Odegaard, H, Paulsrud, B, Karlson, I, 2002, “Wastewater sludge as a resource—sludge disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handling of wastewater sludge”, *Journal of Water Science and Technology*, 46, 10, pp. 295–303.

Rada, EC, Ragazzi, M, Ziglio, G, 2006, “La valorizzazione energetica dei fanghi di depurazione”, *Quaderni del Dipartimento SAN 5*

Rizzardini, C B, Goi D, 2010, “Recuperabilità dei fanghi di depurazione”, *Ing. Ambientale*, 39, 7-8

Water Footprint di un prodotto per il recupero delle acque meteoriche: l'indicatore di Water Pay-back Time

Alessandro, Manzardo¹; Monia, Niero¹; Anna, Mazzi¹; Antonio, Scipioni¹

¹Centro Studi Qualità Ambiente, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Padova
alessandro.manzardo@unipd.it

Abstract

La crescente preoccupazione per il problema della scarsità di acqua dolce è al centro del dibattito internazionale. L'utilizzo di tecnologie innovative per il recupero, il riuso e la depurazione di questa risorsa è considerato un aspetto fondamentale per rispondere a questo problema. Negli ultimi anni è emerso il concetto di Water Footprint (WF) come misura per esprimere l'utilizzo di acqua associato ad un prodotto in un ottica di ciclo di vita. Tuttavia non esistono esperienze significative della sua applicazione in settori non-food. Il presente studio presenta l'applicazione di questo strumento ad un prodotto progettato per il recupero e la depurazione delle acque meteoriche. L'analisi condotta ha messo in luce alcuni limiti del Water Footprint quando applicato ad un prodotto non-food ed ha portato alla definizione di una proposta di indicatore di Water Payback Time.

1. Introduzione

I cambiamenti climatici che interessano il nostro pianeta, il considerevole aumento della popolazione mondiale e lo sviluppo economico globale degli ultimi decenni hanno posto il tema dell'utilizzo della risorsa idrica e della sua gestione al centro del dibattito internazionale (IPCC 2008). Il principale motivo di questo interesse risiede nel fatto che l'acqua dolce sebbene sia una risorsa rinnovabile, risulta disponibile in quantità limitata. Le ultime stime in materia dimostrano infatti come entro il 2025 oltre i due terzi della popolazione mondiale vivranno in condizioni di scarsità idrica (aree dove la disponibilità pro capite annua di acqua dolce risulta inferiore ai 1000 m³); dati reali parlano inoltre di condizioni di stress idrico anche nel nostro continente in regioni quali la Spagna e la stessa Sicilia (UN, 2009). L'Europa ha riconosciuto l'importanza di una corretta gestione di questa risorsa adottando politiche mirate al risparmio idrico, alla salvaguardia dei bacini idrici, della loro qualità e dei loro ecosistemi, alla risoluzione delle inefficienze delle reti di trasmissione sino alla liberalizzazione del mercato dell'acqua (New European Water Policy) (EU, 2000). All'interno di questo contesto si inserisce la promozione delle tecnologie per il risparmio, il riuso ed il trattamento delle acque. A supporto degli stakeholders che devono prendere decisioni al fine di garantire una corretta gestione della risorsa idrica, negli ultimi anni, è stato sviluppato il concetto di Water Footprint (WF) (Chapagain et Orr, 2010; Hoekstra et al., 2011). Questo indicatore, espresso in m³ di acqua dolce, fornisce una misura dell'appropriazione, da parte dell'uomo, dell'acqua dolce disponibile a livello globale (Hoekstra et al., 2011). Sebbene esistano diverse esperienze di applicazione del WF a livello di prodotto (Aldaya and Hoekstra, 2010; Ridoutt et al., 2010), tuttavia non esistono esperienze significative in settori diversi da quello alimentare ed agricolo ed in particolare esperienze di calcolo per quei prodotti che possono garantire un miglior uso e gestione della risorsa idrica.

In questo studio viene presentata l'applicazione del WF ad un prodotto ideato per il recupero ed il trattamento delle acque meteoriche. Gli obiettivi dello studio possono essere così formulati:

- verificare l'applicabilità dello strumento del WF in un settore diverso da quelli tradizionalmente presenti in letteratura;
- proporre e verificare l'applicabilità di un indice di Water Payback time nel caso di tecnologie progettate per il riuso, recupero e/o trattamento di risorse idriche.

2. Strumenti e metodi

2.1. Il Water Footprint secondo il Water Footprint Network

Il concetto di Water Footprint (WF) è stato introdotto nel 2002 da Hoekstra durante l'International Expert Meeting on Virtual Water Trade tenutosi a Delft, in Olanda (Chapagain and Hoekstra, 2003). Due sono ad oggi le principali esperienze internazionali per lo sviluppo di modelli utili alla quantificazione e analisi del Water Footprint: quella sviluppata dal Water Footprint Network (Hoekstra et al., 2011) e quella attualmente in fase di discussione e di standardizzazione (ISO, 2011; Koehler 2008) proposta dalla comunità internazionale sul Life Cycle Assessment.

In questo studio è stata applicata la metodologia proposta dal Water Footprint Network (Hoekstra et al., 2011). Essa considera sia il consumo d'acqua diretto, ovvero quello generato durante l'uso di un bene o servizio, sia il consumo indiretto, che corrisponde a quello generato per produrre e rendere disponibile quel bene o servizio all'utilizzatore. Nella scelta dei processi da includere nell'analisi viene quindi adottato un approccio di ciclo di vita. A livello di prodotto questo indicatore viene espresso come il volume d'acqua dolce (m³) utilizzata per unità prodotto (Hoekstra et al., 2011). Secondo questo modello il WF è il risultato della somma di tre componenti: blue Water Footprint, green Water Footprint e grey Water Footprint (Hoekstra et al., 2011):

- blue Water Footprint: rappresenta il volume di acqua dolce che una volta prelevato non ritorna al corpo idrico di origine con le stesse caratteristiche iniziali;
- grey Water Footprint; rappresenta il volume di acqua necessario a diluire un quantitativo di acqua inquinata affinché questo presenti nuovamente parametri qualitativi entro i limiti di legge; per il calcolo di questa componente del WF viene considerata la concentrazione dell'inquinante presente in quantitativo maggiore;
- green Water Footprint: esprime il volume di acqua piovana che non raggiunge le falde nel sottosuolo a causa dei processi di evapotraspirazione delle piante.

Uno studio di WF di prodotto avviene secondo i seguenti step: definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, WF accounting, WF Sustainability assessment, WF response formulation (Hoekstra et al., 2011). Da un'analisi di letteratura emerge come gli studi di WF vengano utilizzati principalmente per riportare i risultati della fase di accounting. Anche in questo studio verranno presentati i risultati a livello di accounting escludendo le fasi successive.

2.2. Il Water Pay-Back Time

Il Pay-back time nasce in ambito economico-finanziario come un indicatore per valutare la bontà di un investimento. Questo rappresenta il periodo di tempo necessario per recuperare il costo iniziale di un investimento (Thuesen and Fabricky, 2000). Negli ultimi anni questo concetto ha trovato applicazione anche in ambito ambientale con particolare riferimento alle fonti di energia rinnovabile. In questo caso si parla di Energy Payback time (EPT) come il tempo necessario alla tecnologia in esame per produrre un quantitativo di energia pari a quella spesa per la sua produzione, funzionamento e smaltimento a fine vita (Huang et al., 2011; Knapp and Jester, 2001). Questa misura, che viene utilizzata per valutare la convenienza in termini energetico-ambientali di una tecnologia, può essere rappresentata come segue (equazione 1):

$$EPT = \frac{CED}{E} \text{ [anni]} \quad (1);$$

dove EPT sta per Energy Pay-back Time, CED rappresenta l'indicatore di inventario Cumulative Energy Demand, ovvero l'energia spesa durante tutto il ciclo di vita della tecnologia in esame, mentre E rappresenta l'energia che essa produce annualmente. Se EPT ha un valore positivo significa che la tecnologia ha prodotto un quantitativo di energia superiore a quella che ha consumato lungo il suo ciclo di vita.

Le tecnologie per il recupero e la depurazione delle acque hanno vari utilizzi e finalità. Queste, in particolare, sono accomunate dall'obiettivo di rendere disponibile all'uomo un quantitativo di risorsa idrica che diversamente andrebbe disperso. In questo caso il pay back time può esprimere il tempo necessario alla tecnologia per restituire all'ambiente un volume d'acqua pari a quello consumato per la sua realizzazione, uso e smaltimento a fine vita. Questo indicatore può essere definito Water Pay-back time ed essere così rappresentato (equazione 2):

$$WPT = \frac{WF}{Q} \text{ [anni]} \quad (2);$$

dove WPT sta per Water Pay-back Time, WF rappresenta l'indicatore WF [m³], ovvero l'acqua consumata durante tutto il ciclo di vita della tecnologia in esame, mentre Q rappresenta l'acqua che essa restituisce annualmente durante il suo funzionamento [m³/anno].

3. Presentazione del caso studio

3.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Obiettivo dello studio è quello di determinare il WF ed il WPT di un prodotto utilizzato per la risoluzione dei problemi di drenaggio di acque meteoriche nei contesti urbani. Si tratta di un elemento plastico componibile realizzato interamente in HDPE riciclato che viene applicato per la realizzazione di camere di dispersione e di accumulo di acque meteoriche in aree civili e commerciali.

La funzione del prodotto è quella di recuperare acque meteoriche che andrebbero altrimenti disperse e renderle disponibili per vari usi (es. irrigazione di aree verdi).

Il sistema prodotto considerato consiste in tutti i processi necessari alla produzione, messa in opera e funzionamento del prodotto in esame e la sua funzione è la produzione e messa in opera di un'unità prodotto. L'unità funzionale è un'unità di prodotto della capacità di 310 l/m². Per l'analisi della messa in opera e della fase d'uso è stato preso in considerazione il caso reale di un'installazione di un bacino di accumulo e dispersione che ha previsto l'applicazione di n. 325 unità di prodotto in una cittadina sita in Provincia di Treviso (Veneto).

In Tabella 1 sono rappresentate le principali caratteristiche del prodotto:

Dimensioni	12 x 80 x 40 cm
Materiale	HDPE riciclato
Peso	11 kg
Capacità	310 l/m ²

Tabella 1: caratteristiche di un'unità di prodotto oggetto dello studio

I seguenti processi sono stati considerati all'interno dei confini del sistema:

1. operazioni di riciclaggio dell'HDPE presso il sito produttivo
2. operazioni di produzione tramite stampaggio a iniezione dell'unità prodotto;
3. operazioni di imballaggio dell'unità prodotto;
4. operazioni di messa in opera;
5. fase d'uso.

Sono state escluse le fasi di selezione e trasporto del materiale da riciclo a monte dell'azienda in quanto imputabili ad un altro sistema prodotto. È stata esclusa la fase di trasporto del prodotto finito in quanto considerata poco significativa ai fini del WF (Hoekstra et al., 2011). È stata infine esclusa la fase di fine vita in quanto non risultano ad oggi disponibili dati affidabili in merito.

La maggior parte dei dati utilizzati nello studio sono di origine primaria e fanno riferimento all'anno 2011. I dati sulla fase d'uso derivano da un periodo di osservazione e monitoraggio di 5 mesi del sito di installazione del caso analizzato e sono stati integrati con i dati ARPAV sulle condizioni meteorologiche e di pioggia del sito considerato nello studio. Per i dati di consumo di risorsa idrica dei materiali ausiliari è stata presa in considerazione la banca dati Ecoinvent.

3.2. Water Footprint accounting

In questa fase sono stati raccolti tutti i dati necessari alla quantificazione del WF e del WPT con riferimento ad ogni singolo processo considerato nei confini del sistema. Per ogni unità di processo è stato utilizzato un approccio di input e output valutando per ognuna le componenti di blue, green e grey WF.

In particolare per le prime tre operazioni considerate nei confini del sistema sono stati raccolti:

- i quantitativi di acqua direttamente utilizzati in input (ovvero quella necessaria al funzionamento dei vari processi produttivi, e alla pulizia e manutenzione dei macchinari) e output (quelli dovuti alla presenza di torri evaporative);
- la qualità delle acque direttamente utilizzate in input e output e le condizioni del corpo idrico che riceve le acque di scarico;
- I quantitativi di acqua indiretta relativa ai materiali ausiliari (oli e lubrificanti) agli imballaggi e ai consumi di energia elettrica da fonte idroelettrica (turbined water).

Per le operazioni di messa in opera e funzionamento sono state considerate le quantità e la qualità delle acque recuperate nonché le condizioni meteorologiche e quelle fisiche del terreno in riferimento al sito di installazione. Queste stesse informazioni sono servite a quantificare il quantitativo di acqua recuperabile in un anno utilizzato per il calcolo del WPT

Ai fini del calcolo del grey water sono stati presi come riferimento i limiti imposti ai fini dell'autorizzazione allo scarico del sito produttivo preso in esame.

3.3. Risultati e discussione

Grazie alla raccolta dei dati e delle informazioni necessarie è stato possibile quantificare il WF del prodotto in esame che è risultato essere di 19,72 m³ di acqua. La componente di green Water Footprint è risultata nulla per il prodotto in esame. Questo dipende dal fatto che il prodotto in oggetto non prevede alcuna fase agricola o processi di evapotraspirazione che contribuiscono alla formazione del green water. La grey water contribuisce al WF del prodotto con 0,066 m³ di acqua. Secondo quanto previsto dalla metodologia di calcolo applicata, il grey water ha considerato l'acqua necessaria alla diluizione dell'inquinante con concentrazione maggiore presente all'interno delle acque di scarico; nel caso in esame questo elemento è risultato essere lo Zinco. È importante notare come nello scarico siano presenti altri inquinanti anche di natura pericolosa quali l'arsenico. Il metodo del WF non guarda alla pericolosità degli inquinanti ma solo alla loro concentrazione. Per il prodotto in esame il blue WF costituisce oltre il 99% del volume finale di acqua consumata.

Dall'analisi dell'installazione oggetto dello studio è stato possibile quantificare anche il quantitativo di acqua recuperata durante la fase d'uso del prodotto oggetto dello studio. Questa consiste in 23,36 m³ di acqua recuperata in un anno. Il WPT è risultato quindi essere pari a 305 giorni. È importante considerare che questo valore cambia in funzione del luogo dell'installazione ed in particolare alle sue condizioni climatiche (in funzione della maggiore piovosità dell'area e/o della stagione il WPT può variare sensibilmente). Il valore di acqua recuperata non include quella di "prima pioggia" per cui sono necessarie ulteriori operazioni di depurazione.

È necessario inoltre sottolineare che per il prodotto in esame l'acqua recuperata non viene conteggiata come contributo positivo nel calcolo del WF, il metodo prevede

infatti questa possibilità solo nel caso in cui l'acqua recuperata venga inviata nello stesso bacino idrico dal quale è stata prelevata.

4. Conclusioni

La gestione dell'acqua dolce è divenuto un tema centrale all'interno del dibattito politico e scientifico internazionale. Uno dei modelli elaborato per supportare le decisioni in merito a questa importante risorsa è quello sviluppato dal water Footprint Network. Ad oggi in letteratura esistono numerose esperienze di applicazione di questo strumento ma nessuna di queste ha avuto come oggetto prodotti per il recupero, riuso e/o trattamento delle acque. Obiettivo di questo studio è stato quello di verificare l'applicabilità del metodo WF nel caso di un prodotto utilizzato per il recupero delle acque meteoriche e di verificarne il water Pay-back time.

In relazione agli obiettivi dello studio è stata dimostrata l'applicabilità del metodo del WF e dell'indicatore del WPT al caso in esame. La ricerca condotta nel 2011 ha inoltre messo in evidenza alcuni limiti:

- il modello WF non consente di valorizzare i benefici (contributi positivi) del recupero delle acque a meno che queste non ritornino allo stesso bacino di origine. Nel caso di prodotti per il recupero, riuso e/o di acqua questo fattore risulta penalizzante in quanto vengono realizzati principalmente per l'utilizzo in siti diversi da quelli di produzione;
- il modello WF limitandosi ad una logica di accounting non consente di valutare gli impatti ambientali dell'utilizzo di acqua. Questo risulta particolarmente limitante in relazione a prodotti industriali tipo quello in oggetto in quanto nelle acque di scarico si possono trovare elementi pericolosi per la salute umana e degli ecosistemi;
- l'indicatore WPT, elaborato a partire dal concetto di EPT, si è dimostrato utile per valutare le prestazioni del prodotto oggetto dello studio. Sarebbe interessante applicare questo indicatore ad altri prodotti per il recupero ed il trattamento delle acque con particolare riferimento a quelli che prevedono un consumo di energia idroelettrica (turbinated water);
- è importante inoltre sottolineare come l'indicatore di WF consideri il solo utilizzo di risorsa idrica senza guardare ad altri aspetti ambientali. Non può quindi essere utilizzato come proxy per trarre conclusioni assolute sulle prestazioni ambientali della tecnologia in esame.

Come già evidenziato da diversi studi (Berger, 2010; Hoekstra et al., 2011, Khoeler A. 2008; Milà i Canals et al., 2010; Milà i Canals et al., 2009b) per superare questi limiti sarà necessario superare la logica di accounting per valutare gli effettivi impatti ambientali legati all'uso di acqua. È questo l'obiettivo che si è posta la nuova ISO 14046 (ISO, 2011) che risulta attualmente in fase di discussione presso i gruppi di lavoro ISO. Sarà interessante verificare la validità dei risultati alla luce dei contenuti di questo standard.

I risultati ottenuti in questo studio aprono la prospettiva a futuri lavori di ricerca:

- con particolare riferimento a studi comparativi nel valutare il WPT di diverse soluzioni impiantistiche, sarà necessario approfondire apposite valutazioni di incertezza in relazione alle tre componenti del Water Footprint;
- con riferimento a valutazioni integrate degli aspetti ambientali ed economici (environmental Life Cycle Costing), sarebbe interessante verificare l'applicabilità ed il contributo dell'indicatore di WPT proposto;
- verificare l'effetto della regionalizzazione (Pfister, 2009) sull'indicatore di WPT.

5. Bibliografia

Aldaya, M.M., Hoekstra, A.Y., 2010. The water needed for Italians to eat pasta and pizza. *Agricultural Systems*, vol. 38, pp. 351–360

Berger, M., Finkbeiner, M., 2010. Water footprinting: How to assess water use in life cycle assessment? *Sustainability* 2:919-944

Chapagain, A.K., and Hoekstra, A.Y., 2003. The water needed to have the Dutch drink coffee. *Water Footprint Network*. Enschede

Chapagain, A.K., Orr, S., 2010 *Water Footprint of Nestlé's 'Bitesize Shredded Wheat'*. Water Footprint Pilot Project. Ginevra

EU, 2000; Direttiva 2000/60/Ce del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Parlamento Europeo. Bruxelles

Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonen, M.M., 2011. *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*.

Huang, Y., Niu, J., Chung, T., 2011. Energy and carbon emission payback analysis for energy-efficient retrofitting in buildings—Overhang shading option. *Energy and Buildings*, vol. 44, pp. 94–103.

ISO, 2011. *ISO/CD1 14046 Water Footprint. Requirements and guidelines* International Organization for Standardization. Ginevra.

IPCC, 2008. *Climate Change and Water, Technical Paper VI*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Ginevra.

Knapp, K., Jester, T., 2001. Empirical investigation of the energy payback time for photovoltaic module. *Solar Energy*, vol. 71, pp. 165-172.

Koehler, A., 2008. Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, pp. 451-455.

Milà i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A., Clift, R., 2009a. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I—inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14 28-42;

Milà i Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A., Clift, R., 2010. Assessing freshwater use impacts in LCA: case study of broccoli production in the UK and Spain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15 598-607;

UN, 2009; *The United Nations World Water Development Report 3—Water in a Changing World*. United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. Parigi.

Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater 212 consumption in LCA. *Environmental Science Technology* 43:4098-4104

Ridoutt, B.G., Eady, S.J., Sellahewa, J., Simons, L., Bektash, R., 2009. Water footprinting at the product brand level: case study and future challenges. *Journal of Cleaner production*, vol. 17, pp. 1228–1235.

Thuesen, G. J., Fabricky, W. J., 2000. *Economia per Ingegneri*. Il Mulino Editore.

Confronto tra il Carbon Footprint dell'acqua di rubinetto e dell'acqua in bottiglia

Valentina Fantin¹, Simona Scalbi¹, Paolo Masoni¹

¹ENEA - Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna

valentina.fantin@enea.it

Abstract

Questo studio, sulla base di un'analisi degli studi di LCA presenti in letteratura e di una elaborazione dei loro risultati, confronta i valori di impatto sul cambiamento climatico (GWP o Carbon Footprint), espressi in CO₂ equivalente, relativi alla produzione e distribuzione di 100 litri di acqua di rubinetto e di acqua minerale in bottiglie PET. Lo studio ha supportato la campagna informativa rivolta ai consumatori da parte di Coop Italia. I risultati degli studi, identificati attraverso le banche dati bibliografiche SCOPUS e Google Scholar sono stati esaminati e armonizzati al fine di renderli comparabili tra di loro. Dal confronto degli studi è emerso chiaramente che l'acqua di rubinetto presenta in tutti gli studi analizzati, anche nel caso di tecnologie di potabilizzazione particolarmente energivore, un netto vantaggio rispetto all'acqua imbottigliata relativamente all'indicatore analizzato, il GWP.

1. Introduzione

Il tema dell'uso sostenibile della risorsa acqua è al centro dell'attenzione dell'opinione pubblica mondiale. L'accesso all'acqua, "indispensabile per il godimento pieno del diritto alla vita", è inserito tra i diritti considerati fondamentali dall'ONU. Tuttavia questo diritto non è ancora assicurato in tutto il mondo, in particolare se si fa riferimento ai Paesi in via di sviluppo. Nello stesso tempo, nei paesi più socialmente e tecnologicamente avanzati, il mercato dell'acqua minerale in bottiglia è in continua crescita, e l'Italia risulta il terzo paese del mondo tra il 2002 e il 2007, dopo Emirati Arabi Uniti e Messico, per il consumo pro capite di acqua minerale, pari a circa 200 litri a testa nel 2007. Per questi motivi, l'industria dell'acqua minerale si trova ad affrontare i problemi relativi agli impatti ambientali derivanti dalla produzione e dal consumo. Le aziende perciò stanno intervenendo, riducendo la quantità di packaging necessario, utilizzando packaging riciclati e riciclabili o da fonti rinnovabili (i bio-polimeri) e adottando sistemi di comunicazione ambientale rivolti direttamente al consumatore, come le Dichiarazioni Ambientali di Prodotto (EPD).

Coop Italia ha lanciato recentemente una campagna destinata ai consumatori, per fornire informazioni relative agli impatti sul cambiamento climatico derivanti dalla produzione dell'acqua di rubinetto e dell'acqua in bottiglia. Per raggiungere questo obiettivo, Coop Italia ha commissionato ad ENEA la predisposizione di una relazione tecnico scientifica che, basandosi sulla letteratura, valutasse, allo stato attuale delle conoscenze, i valori di impatto sul cambiamento climatico espressi in CO₂ equivalente dell'acqua imbottigliata e dell'acqua di rubinetto, generati durante il loro ciclo di vita.

ENEA ha perciò eseguito una review di studi di LCA (Life Cycle Assessment) disponibili in letteratura su acqua in bottiglia e acqua di rubinetto e si è focalizzata sui risultati di Carbon Footprint (o Global Warming Potential-GWP) derivanti da questi studi, con

l'obiettivo di identificare quale delle due alternative fosse preferibile in termini di CO₂ equivalente. Infatti, la comunità scientifica riconosce nella metodologia LCA lo strumento più valido e capace di fornire risultati consistenti per la valutazione degli impatti ambientali, mentre l'analisi del Carbon Footprint costituisce un metodo valido per la facilità di implementazione e comunicazioni dei risultati. Quindi l'analisi critica condotta nel presente studio ha percorso entrambi i binari sopra descritti: quello di scegliere gli studi di LCA che fornissero risultati robusti e quello di considerare le emissioni di gas climalteranti in un'ottica di Carbon Footprint, al fine di poter applicare le richieste del committente. La review condotta da ENEA e presentata in questo articolo è stata recentemente aggiornata inserendovi due EPD sull'acqua minerale in bottiglia pubblicate negli ultimi mesi del 2011. I risultati qui esposti si riferiscono perciò alla versione aggiornata dello studio. L'unità funzionale definita per effettuare il confronto è pari a 100 litri di acqua (non refrigerata e non addizionata di anidride carbonica) recapitata al consumatore finale. Per l'acqua minerale si è considerato come riferimento una bottiglia in PET, trasportata per mezzo di un camion per una distanza pari a 100 km, così come proposto dal committente. La funzione analizzata è solo quella di rispondere al bisogno primario di dissetare.

2. Studi di LCA scelti per la review

L'analisi critica è stata eseguita effettuando una ricerca della letteratura scientifica relativa agli studi di LCA, basati sulle norme ISO 14040, condotti su acqua minerale imbottigliata e su acqua di acquedotto, attraverso le banche dati bibliografiche SCOPUS e Google Scholar; inoltre alcuni studi sono stati forniti direttamente dagli stessi esecutori. In totale ventotto studi di LCA sono stati inclusi nella review, comprendendo rapporti di progetto, articoli peer-reviewed disponibili in letteratura, review di studi già esistenti e Dichiarazioni Ambientali di Prodotto (EPD). Tuttavia, solamente diciannove studi sono stati scelti per attuare il confronto, in quanto i restanti nove non sono stati considerati di interesse per gli obiettivi prefissati, per i prodotti analizzati o per i risultati presentati.

Per ciascun riferimento bibliografico scelto si è compilata quindi una scheda che riportasse: Oggetto dell'analisi; Committente; Unità funzionale; Obiettivi e campo di applicazione; Confini del sistema; Rilevanza geografica; Rilevanza tecnologica; Dati primari; Banche dati utilizzate; Metodo di caratterizzazione/Impact Assessment; Risultati; Note.

2.1. Descrizione degli studi

Gli studi analizzati differiscono sia per unità funzionale, che per confini del sistema considerati e distanza di trasporto al consumatore finale.

In particolare, l'unità funzionale utilizzata negli studi sull'acqua di rubinetto varia da 54,8 m³ (Tarantini, Ferri, 2003), 8081 m³ (Homaki et al., 2003), 1 m³ (Barrios et al., 2008; Geerken et al., 2006), a 1 litro (Jungbluth, 2006), 1,5 litri (Botto, 2009), 1000 l (Vince et al., 2008; Friedrich, 2002; Friedrich et al., 2009a; Friedrich et al., 2009b), 7,5 Ml (Peters et al., 2005) e a 1000 galloni (Dettore, 2009).

Analogamente, per gli studi sull'acqua in bottiglia l'unità funzionale varia da 1 l (Jungbluth, 2006; Hanssen et al., 2007), 1,5 l (Botto, 2009; Studio Life Cycle Engineering, 2008; EPD Coop, 2011; EPD Ferrarelle, 2011), 1000 l (EPD Cerelia, 2008; EPD San Benedetto, 2010), a 1000 galloni (Dettore, 2006) e a 8081 m³ (Homaki et al., 2003).

I confini del sistema considerati negli studi analizzati non sempre comprendono le stesse fasi. Infatti per quanto riguarda l'acqua del rubinetto alcuni studi considerano i trattamenti di estrazione e potabilizzazione, lo stoccaggio, la distribuzione alle famiglie e il trattamento delle acque reflue (Tarantini, Ferri, 2003; Jungbluth, 2006; Botto, 2009; Friedrich et al., 2009a, Friedrich et al., 2009b; Peters et al., 2005; Homaki et al., 2003), mentre altri considerano solamente l'estrazione e la potabilizzazione (Barrios et al., 2008; Vince et al., 2008; Friedrich et al., 2002). Per l'acqua in bottiglia tutti gli studi comprendono l'estrazione, l'imbottigliamento e la distribuzione al consumatore. Infine, solamente due studi includono anche la refrigerazione durante l'uso (Franklin Associates, 2009; Jungbluth et al., 2006).

Differenze sostanziali sono riscontrabili anche nella modalità di distribuzione: per l'acqua del rubinetto le lunghezze e le tipologie delle reti idriche differiscono tra gli studi, mentre per l'acqua in bottiglia ciò che differisce sono le tipologie dei trasporti e i km percorsi.

Altre differenze riscontrate che in ogni caso contribuiscono alla variabilità dei risultati sono le seguenti:

- Il mix di energia elettrica utilizzato, relativo ai paesi cui si riferiscono i diversi studi.
- Differenti scelte metodologiche riguardanti le ipotesi di riciclaggio, il trattamento dei rifiuti, l'allocazione e i metodi di calcolo dell'indicatore di Global Warming Potential,

Per quanto riguarda gli studi italiani, il fine vita delle bottiglie in PET non è incluso in Botto (2009) e in EPD Coop (2011), mentre i restanti studi considerano il riciclaggio o il conferimento in discarica delle bottiglie, seguendo lo scenario medio nazionale di smaltimento (EPD San Benedetto 2010, Life Cycle Engineering 2008, EPD Ferrarelle, 2011). In tali casi gli impatti del fine vita delle bottiglie in PET contribuiscono per circa il 5-7% sugli impatti totali del GWP. In Franklin Associates (2009) e Dettore (2006) il fine vita delle bottiglie contribuisce sugli impatti totali del GWP per una percentuale pari a zero nel caso di riciclaggio totale, e per circa il 20% nel caso di conferimento in discarica.

2.2. Criteri di armonizzazione

Per condurre un'analisi comparativa dei diversi studi esaminati è necessario che i dati, oltre ad analizzare la stessa funzione, (nel nostro caso rispondere al bisogno primario di dissetare), abbiano confini del sistema analoghi, cioè includano le stesse fasi del ciclo di vita. Inoltre, particolare attenzione va posta nel considerare le assunzioni e gli approcci metodologici utilizzati negli studi.

Poiché essi, come visto nel paragrafo precedente, presentano numerose disomogeneità che ne rendono difficile la confrontabilità, si è reso quindi necessario eseguire alcuni calcoli per armonizzarli e per renderli tra di loro consistenti.

Tutte le unità funzionali degli studi sono state riportate a 100 litri attraverso semplici operazioni di conversione di unità di misura. Per quanto riguarda i confini del sistema, si è scelto di analizzare, per l'acqua di rubinetto, le fasi di estrazione, trattamento, immagazzinamento e distribuzione alle case; per l'acqua in bottiglia invece sono state considerate le fasi di estrazione, imbottigliamento (considerando solo gli studi che utilizzano bottiglie in PET), distribuzione e il fine vita delle bottiglie laddove presente; per quanto riguarda questa ultima fase, non è stato possibile eseguire procedure di armonizzazione in quanto quasi tutti gli studi non presentano il risultato disaggregato relativo a questo impatto. In particolare, per quanto riguarda l'acqua di rubinetto, poiché alcuni studi non comprendono la fase di distribuzione alle famiglie, si è deciso di armonizzare i risultati utilizzando come riferimento l'impatto relativo al GWP della fase di distribuzione di Friedrich et al., (2009a) e di inserirlo laddove gli impatti di questa fase fossero mancanti (ovvero in Barrios et al., 2008; Vince et al., 2008; Friedrich et al., 2002). Si precisa inoltre che non è stato invece possibile armonizzare le tipologie e le lunghezze delle diverse reti idriche, in quanto non esplicitate negli studi. Per quanto riguarda gli impatti della distribuzione al consumatore dell'acqua in bottiglia, si è scelto, così come voluto dal committente, di utilizzare come riferimento il trasporto su camion di 100 litri di acqua per 100 km. Poiché negli studi analizzati le tipologie di trasporto e le distanze percorse sono differenti tra loro, si sono resi necessari alcuni calcoli che permettessero di armonizzare gli studi e di comparare tra loro i risultati di GWP. Perciò, come primo step, si è calcolato da letteratura un risultato medio di GWP per la distribuzione, tramite camion, di 100 litri di acqua per 100 km. Questo dato, pari a circa 1,02 kg di CO₂ eq., è stato calcolato dalla media dei due studi contenuti in Life Cycle Engineering (2008) e EPD Coop (2011) (vedi Tabella 1). In seguito, si è proceduto dapprima a sottrarre da ogni studio l'impatto puntuale relativo alla fase di distribuzione, ed infine ad aggiungere tale dato medio calcolato. Si segnala che non è stato possibile effettuare questa armonizzazione in Hanssen et al., (2007), in cui gli impatti sulla distribuzione non sono disponibili, e in Jungbluth (2006), che riporta le distanze di trasporto ma non i risultati di GWP per la fase di distribuzione. Tali studi perciò comprendono un trasporto differente da quello di riferimento.

Inoltre, lo studio di Barrios et al. (2008) presenta i risultati in ecopunti (calcolati tramite il metodo Eco Indicator 99). Perciò si è reso necessario trasformare gli ecopunti EI99 in kg CO₂ eq., utilizzando per il calcolo un valore di conversione derivato da Jungbluth (2006), che riporta gli impatti sul cambiamento climatico sia in kg CO₂ eq. che in ecopunti EI99. In Tabella 2 si riportano dati utilizzati per il calcolo del rapporto medio di conversione.

Infine, un'ulteriore discordanza è dovuta al mix di energia elettrica relativo ai diversi paesi a cui si riferiscono gli studi. In questo caso la disaggregazione del contributo relativo all'energia elettrica non è stato possibile, per cui si è provveduto a classificare gli studi secondo la rilevanza geografica (Italia, Europa, altri Paesi.)

	km percorsi	Impatto del trasporto (gCO ₂ eq./1,5l)	Impatto del trasporto per 100 km (gCO ₂ eq./1,5l)	Impatto del trasporto per 100km (gCO ₂ eq./l)	Impatto del trasporto per 100km (kgCO ₂ eq./100l)
Norda	223	40,14	16,05	10,70	1,07
Sem	178	19,58	15,91	10,61	1,06
EPD Coop	100		14	9,3	0,93

Tabella 1: Tabella per il calcolo degli impatti relativi al trasporto di 100 litri di acqua in bottiglia PET per 100 km

	GWP (kgCO ₂ eq.)	EI99 (Punti)	Rapporto kgCO ₂ eq./Punti
Acqua di rubinetto non refrigerata, Svizzera	4,36E-04	3,93E-05	11,09
Acqua di rubinetto non refrigerata, Europa	6,16E-04	3,92E-05	15,71
Acqua di rubinetto non refrigerata, Cantone di Berna	4,27E-04	4,12E-05	10,36
Acqua di rubinetto non refrigerata, Zurigo	4,06E-04	3,47E-05	11,70
Media			12,22

Tabella 2: Dati utilizzati per calcolare il rapporto tra GWP in kg CO₂eq e in ecopunti EI99 (da Jungbluth, 2006)

3. Risultati dell'analisi

Nelle Figure 1 e 2 sono riportati i risultati di GWP (in kg CO₂ eq.) ottenuti dal confronto tra gli studi analizzati, dopo aver operato i calcoli necessari all'armonizzazione. Si precisa che entrambe le figure riportano, per alcuni autori, più risultati, in quanto tali studi analizzano differenti opzioni relative all'acqua di rubinetto o all'acqua in bottiglia.

In particolare, in Figura 1 sono riportati i valori di GWP in kg di CO₂ eq. emessa per la produzione di 100 litri di acqua potabile al rubinetto, sia come riportati dalla bibliografia, sia armonizzati attraverso le procedure e i calcoli sopra descritti. Si può notare come i risultati armonizzati mostrino una grande variabilità: il rapporto tra il peggiore e il migliore risultato di GWP è pari a circa 33. Questa variabilità è dovuta principalmente alle differenti tecnologie per la produzione di acqua potabile. Infatti, tutti i risultati superiori a 0,12 kg CO₂ eq. si riferiscono a realtà extraeuropee che utilizzano tecnologie di potabilizzazione estremamente energivore, quali la desalinizzazione (Peters et al., 2005), la bollitura (Homaki et al., 2003) o la microfiltrazione e l'osmosi inversa (Dettore, 2006).

Inoltre, in Peters et al. (2005) si ha una distribuzione dal punto di prelievo a quello di uso per distanze molto elevate (> 700 km). Tuttavia, si è scelto di mantenere tali studi perché esprimono situazioni estreme, utili quindi per rappresentare gli impatti massimi derivanti dalla produzione dell'acqua di rubinetto. Considerando solo i risultati derivanti dagli studi europei, la variabilità tra il peggiore e il migliore risultato di GWP si riduce ad un fattore pari a 4,5.

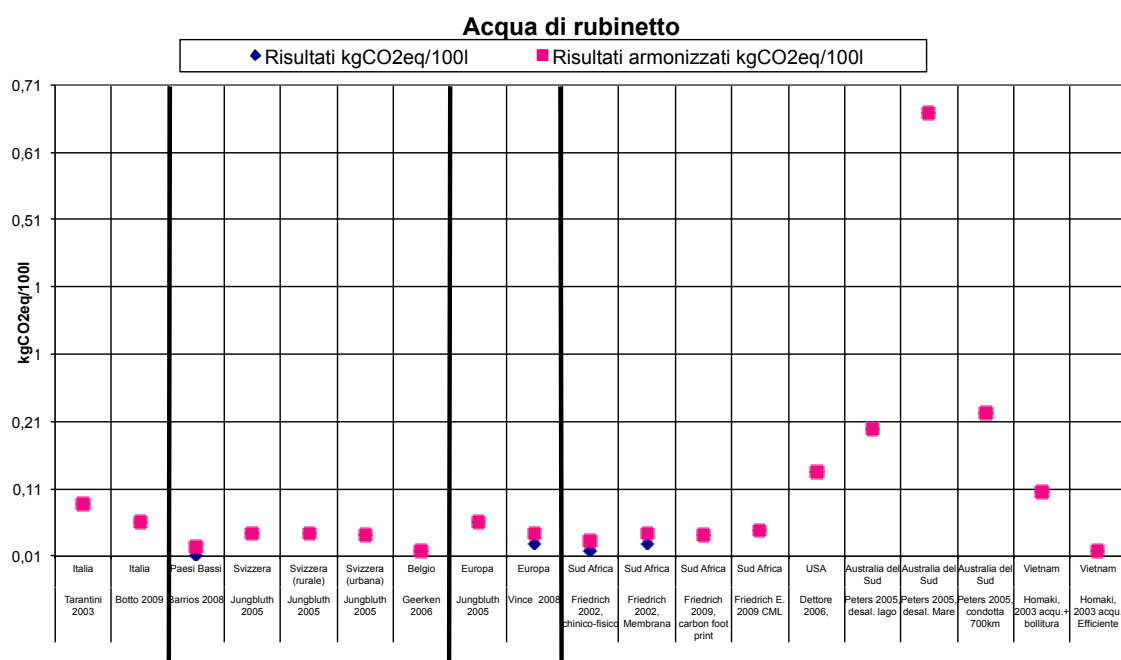


Figura 1: Grafico dei risultati relativi all'acqua di rubinetto

In Figura 2 sono riportati i valori di GWP in kg di CO₂ eq. emessa per la produzione di 100 litri di acqua in bottiglia PET trasportata per mezzo di camion per 100 km, sia come riportati dalla letteratura sia armonizzati come precedentemente descritto. Come si può vedere dalla figura, i risultati armonizzati relativi all'acqua in bottiglia sono abbastanza allineati; infatti il rapporto fra il risultato peggiore e quello migliore è pari a circa 6,5. Dalla figura inoltre si evince che grandi discrepanze tra i risultati reali e quelli armonizzati si hanno soprattutto per le realtà statunitensi, poiché i trasporti considerati in questi studi includono distanze dell'ordine di 1000 miglia o superiori (Dettore et al., 2006; Franklin Associates, 2009).

Infine, in Tabella 3 sono riportati i valori di GWP massimi, minimi e medi (armonizzati) per la produzione e distribuzione di 100 litri di acqua di rubinetto e di acqua in bottiglia.

Dalla tabella si può notare come, in ogni caso, l'acqua di rubinetto abbia un impatto inferiore rispetto all'acqua in bottiglia. Infine il rapporto fra il miglior risultato di GWP dell'acqua imbottigliata e il peggior risultato dell'acqua di rubinetto relativo a studi europei risulta pari a $6,00/0,09=66,7$.

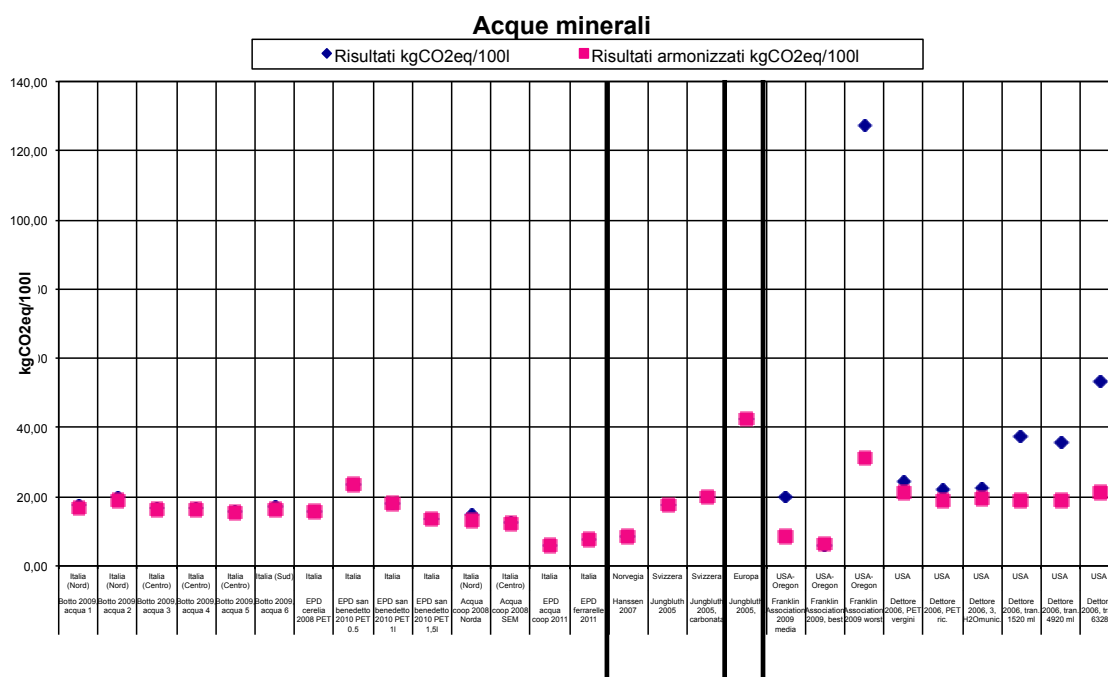


Figura 2: Grafico dei risultati relativi all'acqua in bottiglia

	Acqua di rubinetto (kgCO ₂ eq./100l)	Acqua di rubinetto-Europa (kgCO ₂ eq./100l)	Acqua imbottigliata (kgCO ₂ eq./100l)	Acqua imbottigliata Europa (kgCO ₂ eq./100l)
Massimo	0,67	0,09	42,50	42,50
Minimo	0,02	0,02	6,52	6,00
Media	0,10	0,05	18,01	17,15

Tabella 3 : Valori massimi, minimi e medi (armonizzati) di GWP, espressi in kg CO₂ equivalente, per 100 litri di acqua di rubinetto e 100 litri di acqua in bottiglia

4. Conclusioni

Come indicato nei paragrafi precedenti, gli studi di LCA analizzati, relativi alla produzione di acqua di rubinetto e di acqua in bottiglia, sono di difficile comparabilità tra loro. Per ovviare a questo problema, i risultati presentati nei rapporti scientifici analizzati sono stati ulteriormente elaborati per uniformare alcune scelte metodologiche quali i confini del sistema, l'unità funzionale, la distanza ed il mezzo di distribuzione dell'acqua imbottigliata. Non è stato tuttavia possibile operare su altre difformità presenti tra gli studi. Quindi si può affermare che, dal punto di vista strettamente metodologico, non è garantita la confrontabilità degli studi. In particolare si segnala che, per quanto riguarda gli studi sull'acqua potabile, le reti idriche di distribuzione fino al rubinetto differiscono in larga misura per lunghezza e tipologia; tuttavia non è stato possibile armonizzare ulteriormente gli impatti di GWP dovuti a tale fase, che si è vista incidere anche fino al 50% sugli impatti totali.

Ai fini però del confronto operato da questa review, si segnala che questo non modifica i risultati finali, in quanto l'acqua di rubinetto, nonostante la presenza di tale sovrastima dovuta alla fase di distribuzione, presenta dei risultati di GWP in ogni caso nettamente inferiori a quelli dell'acqua imbottigliata.

Un altro elemento di variabilità dei risultati che è stato riscontrato è l'analisi del fine vita delle bottiglie di plastica. Gli studi infatti analizzano tipologie diverse di fine vita per le bottiglie in PET: alcuni autori considerano le tipologie medie di smaltimento della nazione di riferimento (EPD San Benedetto, 2010; Life Cycle Engineering, 2008; EPD Ferrarelle, 2011), altri ipotizzano il riciclaggio completo delle bottiglie, associandovi i relativi impatti evitati (Franklin Associates, 2009). In ogni caso, anche considerando il caso più favorevole di riciclaggio completo con annessi impatti evitati, il risultato di GWP dell'acqua in bottiglia risulta comunque maggiore di quello dell'acqua del rubinetto.

Si può quindi affermare che i risultati di GWP derivanti dal confronto tra acqua di rubinetto ed acqua imbottigliata mostrano che l'acqua di rubinetto presenta sempre, anche nel caso di tecnologie di potabilizzazione particolarmente energivore (come ad esempio la desalinizzazione), un netto vantaggio rispetto all'acqua imbottigliata. Questo risultato è valido anche nel caso in cui si consideri un potenziale impatto evitato dovuto al riciclo delle bottiglie in PET, soprattutto per quel che riguarda il contesto europeo.

Dagli studi inoltre si evince chiaramente che gli unici due fattori su cui si può agire per ridurre gli impatti potenziali sul cambiamento climatico dovuti all'acqua in bottiglia sono la fase di packaging e la fase di distribuzione. Per quest'ultima in particolare è emerso quanto le distanze elevate possano incidere sugli impatti di GWP, e come quindi sia auspicabile effettuare una distribuzione, tra la fase di imbottigliamento alla fonte e il distributore finale, che si mantenga in un raggio tra i 100 e i 250 km.

Infine si sottolinea che, poiché l'analisi è stata effettuata solamente sul GWP, non è possibile esprimere alcuna conclusione su altre tipologie di indicatori.

5. Bibliografia

Barrios R., Siebel M., van der Helm A., Bosklopper K., 2008. Environmental and financial life cycle impact assessment of drinking water production at Waternet. *Journal of Cleaner Production* 16, 471-476

Botto S., 2009, Tap water vs. bottled water in a footprint approach, Disponibile su: <http://precedings.nature.com/documents/3407/version/1/files/npre20093407-1.pdf>

Dettore C. G., 2009. Comparative Life-Cycle Assessment of Bottled vs. Tap Water Systems, Report of the Center for Sustainable Systems, Report No. CSS09-11, University of Michigan, Disponibile su: <http://css.snre.umich.edu>

EPD Cerelia, 2008. Dichiarazione ambientale di prodotto dell'acqua minerale naturale Cerelia imbottigliata in: PET da 1,5l e vetro da 1l, Rev.0, www.environdec.com

EPD Coop, 2011. Environmental Product Declaration of Acqua Minerale, www.environdec.com

EPD Ferrarelle, 2011. Dichiarazione ambientale di prodotto dell'acqua minerale Ferrarelle, imbottigliata in: PET da 0,5 l, 1,25 l, 1,5l; Vetro (a perdere, VAP) da 0,75 l; Vetro (a rendere, VAR) da 0,46 l, 0,75 l, 0,92 l. www.environdec.com

- EPD San Benedetto, 2010. Environmental Product Declaration Acqua Minerale Naturale Oligominerale San Benedetto in 0,5 l, 1,5 l, 2,0 l PET bottles, www.environdec.com
- Franklin Associates, 2009. Life cycle assessment of drinking water system: bottle water. Tap water, home/office delivery water, final report 09-LQ-104 22 ottobre, 2009
- Friedrich E., 2002. Life-cycle assessment as an environmental management tool in the production of potable water. *Water Science and Technology* Vol 46 No 9, 29–36.
- Friedrich E., Pillay S., Buckley C.A., 2009a. Carbon Footprint analysis for increasing water supply and sanitation in South Africa: a case study. *Journal of Cleaner Production* 17, 1–12.
- Friedrich E., Pillay S., Buckley CA., 2009b. Environmental life cycle assessments for water treatment processes – A South African case study of an urban water cycle. Disponibile su: <http://www.wrc.org.za>
- Geerken T.H., Scholliers P., De Vooght D., Spirinckx C., Timmermans V., Van Holdebreke, Vercauteren A., 2006. Sustainability developments of product systems, 1800-2000, Final report, Belgian Science Policy.
- Hanssen O.J., Rukke E-O, Saugen B., Kolstad J., Hafrom P., von Krogh L., Raadal Hanne L., Rønning A., Wigum K. S., 2007. The Environmental Effectiveness of the Beverage Sector in Norway in a Factor 10 Perspective, *Int J LCA* 12 (4) 257–265.
- Homäki K., Nielsen, Per H., Sathasivan A., Bohe E. L. J., 2003. Life cycle assessment and environmental improvement of residential and drinking water supply systems in Hanoi, Vietnam. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 10: 1, 27 – 42.
- Jungbluth N., 2006. Comparison of the Environmental Impact of Tap Water vs. Bottled Mineral Water. Manuscript for the SGWA information bulletin and gwa (Gas Water Sewage). ESU-services, Kanzleistrasse 4, CH-8610 Uster, Switzerland.
- Peters G., Rouse K., 2005. Environmental sustainability in water supply planning – an LCA approach for the Eyre Peninsula. 4th Australian Conference on Life Cycle Assessment South Australia.
- Studio Life Cycle Engineering, 2008. Supporto alla comunicazione ambientale- Life Cycle Assessment (LCA) applicata alla produzione ed uso di alcuni prodotti a marchio Coop- Acqua minerale naturale in bottiglie PET.
- Tarantini M., Ferri F., 2003, A Life Cycle Assessment study of the environmental sustainability of domestic water saving techniques, *Proceedings di First International Conference on Sustainable Planning and Development, SUSTAINABLE PLANNING AND DEVELOPMENT*; Skiathos Island; 1-3 October 2003
- Vince F., Aositin E., Breant P., Marechal F., 2008. LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. *Desalination* 220, 37-56.

Scenari di miglioramento delle prestazioni ambientali di imballaggi per CD/DVD tramite metodologia LCA

Laura, Cutaia¹; Lucia, Pietroni²; Raffaele, Scialdoni²

¹ENEA – Unità Tecnica Tecnologie Ambientali

²Università degli Studi di Camerino - Scuola di Architettura e Design "E. Vittoria"

laura.cutaia@enea.it

Abstract

Il lavoro illustra i principali risultati di uno studio comparativo delle prestazioni ambientali del ciclo produttivo di tre tipologie di imballaggio per il confezionamento, la distribuzione e la custodia di 2 CD/DVD e di un piccolo manuale. Lo studio, svolto nel 2008 per conto del Nuovo Scatolificio Valtenna Srl, si è occupato di effettuare l'analisi comparativa con la metodologia LCA per tre tipologie di imballaggio: Pack A, prodotto dalla Valtenna; Pack B, A monomaterico; Pack C, prodotto concorrente. L'analisi è stata effettuata con dati del produttore (Pack A, B) e con dati di letteratura (Pack A, B, C). È stato simulato anche uno scenario intermedio di miglioramento del Pack A con sostituzione di un solo componente (Pack A-PP). I risultati mostrano un evidente vantaggio ambientale del prototipo (Pack B) ed anche del Pack A migliorato (Pack A-PP) rispetto al concorrente (Pack C) ed al prodotto originale (Pack A).

1. Introduzione

L'articolo presenta i principali risultati di uno studio svolto dagli autori nel 2008, per conto del Nuovo Scatolificio Valtenna Srl, per la valutazione comparativa delle prestazioni ambientali di tre tipologie di imballaggi per il confezionamento, la distribuzione e la custodia di 2 CD/DVD, corredati da un piccolo manuale (Pietroni et al., 2008).

Lo studio ha quantificato ed esaminato gli impatti ambientali associati al ciclo produttivo di tre diversi imballaggi utilizzando la metodologia LCA (Life Cycle Assessment).

Gli obiettivi di tale lavoro sono stati: confrontare il profilo ambientale di tre differenti packaging (Pack A – prodotto dalla Valtenna in circa 2,5 milioni di pezzi/anno, Pack B – prototipo, A monomaterico, Pack C - concorrente di A) e verificare i possibili interventi di miglioramento ambientale.

Il gruppo di lavoro ha svolto le seguenti attività:

- raccolta dei dati e delle informazioni necessarie alla redazione dell'inventario dei tre imballaggi, realizzata in collaborazione con i tecnici dell'azienda Valtenna, attraverso checklist di rilevamento dati diretti, stime e dati di letteratura;
- redazione dell'inventario dei materiali e dell'energia relativo ai cicli produttivi dei tre differenti imballaggi;
- elaborazione e valutazione dei dati attraverso l'utilizzo del software SimaPro;
- analisi comparativa degli impatti ambientali dei tre differenti imballaggi rispetto ai principali aspetti ambientali e attraverso il metodo degli ecopunti;
- sintesi e interpretazione dei risultati ottenuti;

- identificazione di alcuni punti di intervento e di potenziale miglioramento.

2. Gli imballaggi esaminati

Gli imballaggi esaminati sono descritti sinteticamente nel seguito:

- Pack A, costituito da una custodia esterna in cartone plastificato (78 g), un tray interno in polistirene stampato ad iniezione, che contiene i 2 DVD (38 g) ed ha dimensioni esterne (cm) pari a 19,5 x 14,5 x 2,5;
- Pack B, prototipo monomaterico a base cellulosica per ridurre gli impatti ambientali generati dal ciclo produttivo. Il Pack B è costituito da una custodia esterna in cartone plastificato (78 g), un tray interno in cartoncino teso, che contiene i 2 DVD (27,6 g). Dimensioni esterne come Pack A;
- Pack C, costituito da una custodia esterna in cartoncino stampato (31 g), una custodia interna in polipropilene con tray integrato che contiene 2 DVD (68 g), una copertina in carta stampata inserita nella custodia in plastica (7 g), dimensioni esterne (cm) pari a 19,5 x 13,8 x 2.

3. I cicli produttivi

Per i tre imballaggi sono stati ricostruiti ed esaminati i cicli produttivi includendo le varie fasi di trasporto delle materie prime e dei prodotti finiti.

Le informazioni relative ai cicli produttivi derivano dallo specifico approfondimento effettuato in collaborazione con i tecnici del Nuovo Scatolificio Valtenna Srl direttamente in impianto (Pack A e Pack B). I dati relativi al Pack B, prototipo, non tengono conto dei possibili margini di miglioramento nel passaggio alla fase di produzione industriale. Per il Pack C, in assenza di informazioni dirette, sono state assunte le medesime condizioni valide per i primi due imballaggi.

I layout mostrati in Figura 1 e 2 mostrano i cicli produttivi del Pack A e B rispettivamente. Di seguito le ipotesi di lavoro e le assunzioni:

- tutte le quantità sono state riportate all'unità funzionale (UF) della LCA, ossia la singola confezione di imballaggio;
- le unità di misura e le relative quantità sono state opportunamente convertite per renderle congruenti e confrontabili e per poter implementare più efficacemente i dati di inventario di input sul software SimaPro;
- ai fini della valutazione degli impatti della produzione degli imballaggi, sono stati valutati i materiali in termini di peso lordo, comprensivo quindi degli scarti prodotti durante la fase di lavorazione;
- anche la fase di trasporto è stata maggiorata in piccola percentuale (5%) per tenere conto di eventuali inefficienze del sistema di trasporto;
- sulla base dei dati disponibili, i veicoli usati nel trasporto dei processi produttivi del Pack A e B sono stati simulati di tipo euro 4;
- sono stati stimati i consumi generati dallo stabilimento produttivo per i servizi;

- il Pack B si differenzia dal Pack A in quanto il tray interno per l'alloggio dei DVD è interamente in cartoncino teso;
- il ciclo produttivo del Pack C è stato ipotizzato analogo a quello del suo concorrente Pack A. I materiali componenti, invece, sono stati desunti, principalmente, dall'analisi merceologica condotta su campioni del Pack C.

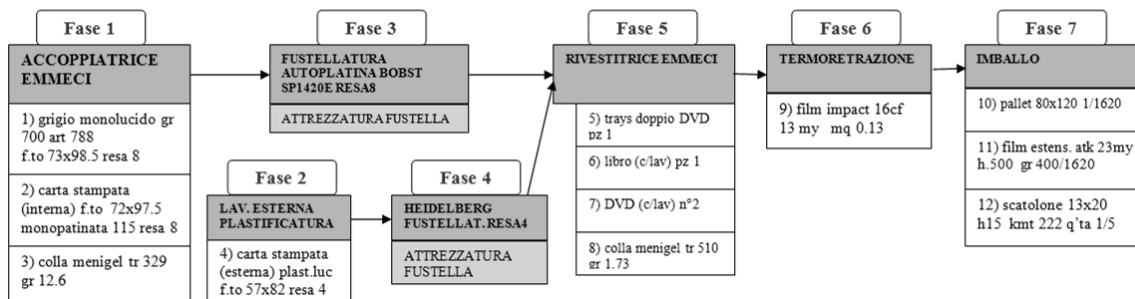


Figura 1: Pack A – layout produttivo. Fonte: Elaborazione su dati Valtenna

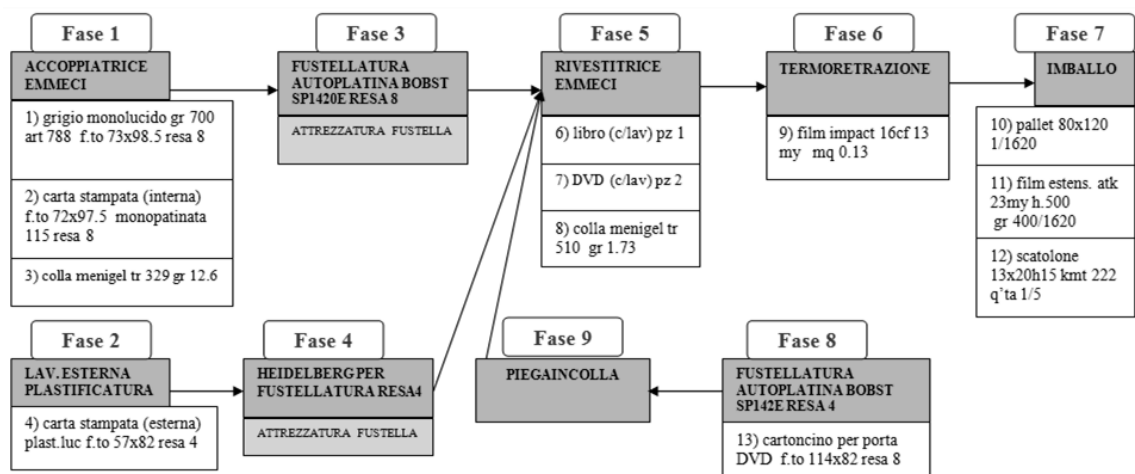


Figura 2: Pack B – layout produttivo. Fonte: Elaborazione su dati Valtenna

4. L'inventario di input

A partire dai layout del ciclo produttivo, è stato possibile ricostruire il bilancio di materia ed energia con riferimento all'UF. Si riporta la tabella di inventario di input del Pack A e del Pack C, essendo il Pack B una variante dell'A (Tabella 1). Le figure 3 e 4 mostrano le schermate dei dati di input nel SimaPro per il Pack A e per il Pack C modificato con PP al posto di PS. Le altre, analoghe, che si omettono per ragioni di spazio, sono relative allo stesso Pack A (modificato con PP al posto di PS) e al Pack B. Il trasferimento dei dati di inventario di input all'interfaccia del software di calcolo, tramite le banche dati disponibili, è stato effettuato sulla base delle seguenti condizioni:

- scelta del materiale/processo con il DQI (data quality indicator) più vicino al dato originale;
- utilizzo dei dati relativi al mix energetico italiano.

The screenshot shows the SimaPro4 interface for 'Pack A - euro4'. It includes a menu bar (File, Edit, View, Calculate, Scripts, Options, Help, Window) and a toolbar. The main window displays a table with the following data:

Name	Pt	Comment
Pack A - euro4		Modello come il PackA ma con l'impatto del trasporto ridotto del 30% per simulare la maggiore efficienza del parco veicoli Valtenna

Materials/Assemblies	Amount	Unit	Comment
Cardboard Grey NS	62,92	g	
PS (GPPS) I	38	g	
Kraftpaper bleached B25	10,09	g	
Kraftliner white top S B25	13,44	g	
PP film oriented P	1,28	g	
PP film oriented P	1,80	g	
Pitch pine I	1,23	g	
Corr. cardboard rec.1	18	g	cardboard 18 gr

Processes	Amount	Unit	Comment
Injection moulding I	38	g	
Electricity Italy	0,026	kWh	$0,023 \cdot (1 + 13,4\%) = 0,026$
Truck 16t B250	0,553	tkm	Il dato originale era 0,79 - ridotto del 30% è pari a 0,553

Figura 3: Pack A- Inventario di input sul SimaPro4

The screenshot shows the SimaPro4 interface for 'Pack C-PP'. It includes a menu bar (File, Edit, View, Calculate, Scripts, Options, Help, Window) and a toolbar. The main window displays a table with the following data:

Name	Pt	Comment
Pack C-PP		

Materials/Assemblies	Amount	Unit	Comment
Cardboard Grey NS	36,50	g	
PP I	68	g	
Kraftliner white top S B25	9,30	g	
PP film oriented P	0,88	g	Plasticatura di 4
PP film oriented P	1,80	g	
Pitch pine I	1,23	g	
Corr. cardboard rec.1	18	g	cardboard 18 gr

Processes	Amount	Unit	Comment
Injection moulding I	68	g	
Electricity Italy	0,026	kWh	$0,023 \cdot (1 + 13,4\%) = 0,026$
Truck 16t B250	0,79	tkm	

Figura 4: PackC-PP – Inventario di input sul SimaPro

FASI	u.m.	PACK A				PACK C			
		LORDO (q/pz)	SCARTO (q/pz)	DI CUI RICICLO (q/pz)	DISTANZE (km)	LORDO (q/pz)	SCARTO (q/pz)	DI CUI RICICLO (q/pz)	DISTANZE (km)
FASE 1									
Accoppiatrice EMMECI	kWh/pz	0,0007				0,007			
1. GRIGIO MONOLUCIDO GR 700 ART 788 F.TO 73X98.5 RESA 8	gr	62,92	9,44	9,44		36,5	5,48	5,48	
1. Trasporto Piteccio - Grottazzolina (Fermo)	tkm/pz	0,027			405	0,02			405
2. CARTA STAMPATA (INTERNA) F.TO 72X97.5 MONOPATINATA 115	gr	10,09	1,51	1,51		-	-	-	
2. Trasporto Verona -Grottazzolina (Fermo)	tkm/pz	0,004			418	-			418
3. COLLA MENIGEL TR 329	gr	1,58				1,58			
3. Trasporto Fuceschio - Grottazzolina (Fermo)	tkm/pz	0,001			412	0,007			412
Trasporto Fase 1 - Fase 3	tkm/pz								
FASE 3									
FUSTELLATURA AUTOPLATINA BOBST SP1420E RESA 8	kWh/pz	0,0004				0,0044			
Attrezzatura fustella									
Trasporto Fase 3 - Fase 5	tkm/pz								
FASE 2									
LAV. ESTERNA PLASTIFICATURA	kWh/pz								
4. CARTA STAMPATA (ESTERNA) PLAST.LUC F.TO 57X82 RESA 4	gr	13,44	3,09	3,09		9,3	2,14	2,14	
4. Trasporto Verona - Grottazzolina (Fermo)	tkm/pz	0,006			418	0,0041			418
Trasporto Fase 2 - Fase 4	tkm/pz								
FASE 4									
HEIDELBERG PER FUSTELLATURA RESA4 x fust. Carta	kWh/pz	0,0017				0,0017			
Attrezzatura fustella									
Trasporto Fase 4 - Fase 5	tkm/pz								
FASE 5									
RIVESTITRICE EMMECI	kWh/pz	0,0061				0,061			
5. TRAYS DOPPIO DVD (PS - gr 38)	gr	38				68			
6. LIBRO (C/LAV)	gr	148				148			
7. DVD (C/LAV)	gr	31				31			
8. COLLA MENIGEL TR 510	gr	1,73				-			
8. Trasporto Fuceschio - Ascoli	tkm/pz	0,001			339	-			339
Trasporto Fase 5 - Fase 6	tkm/pz								
FASE 6									
TERMORETRAZIONE	kWh/pz	0,0077				0,0077			
9. FILM IMPACT 16CF 13 MY	gr	1,55				1,55			
9. Trasporto Milano - Ascoli	tkm/pz				540				540
Trasporto Fase 6 - Fase 7	tkm/pz								
FASE 7									
IMBALLO	kWh/pz	0,0058				0,0058			
10. PALLET 80X120 ricondizionati	gr	1,23				1,23			
10. Trasporto S. Benedetto del Tronto - Ascoli	tkm/pz	0,05			38,6	0,75			38,6
11. FILM ESTENSIBILE 23MY H.500	gr	0,25				0,25			
11. Trasporto Aprilia - Ascoli	tkm/pz	7E-05			287	7E-05			287
12. SCATOLONE 13x20H15 KMT 222	gr	18				18			
12. Trasporto Monte S. Pietrangeli - Ascoli	tkm/pz	0,0017			87,8	0,0017			87,8
CONSUMI GENERALI									
TRASPORTO AL DISTRIBUTORE (Ascoli - Milano)	tkm/pz				540				540
Totale elettricità	kWh/pz	0,023				0,023			
Totale trasporto	tkm/pz	0,09				0,77			

Tabella 1: Pack A – Bilancio di materia ed energia del ciclo produttivo

5. Output e valutazione degli impatti

Di seguito (Figura 5) vengono riportati gli output dello studio di LCA eseguito con il metodo Eco-Indicator 95 per la fase di valutazione degli impatti. I risultati, in ecopunti, mostrano un netto vantaggio ambientale del Pack B, prototipo monomaterico a base cellulosa del Pack A. Il Pack A stesso, inoltre, con una minore modifica consistente solo nella sostituzione di un componente in PS con PP, riduce sensibilmente il proprio impatto ambientale. Peraltro, la Figura 6 mostra il dettaglio degli impatti del Pack A e risulta che le componenti che hanno maggior peso sono il PS, le varie fasi di trasporto ed il cartoncino. L'intervento su questi tre componenti appare quindi più promettente in termini di miglioramento delle prestazioni ambientali.

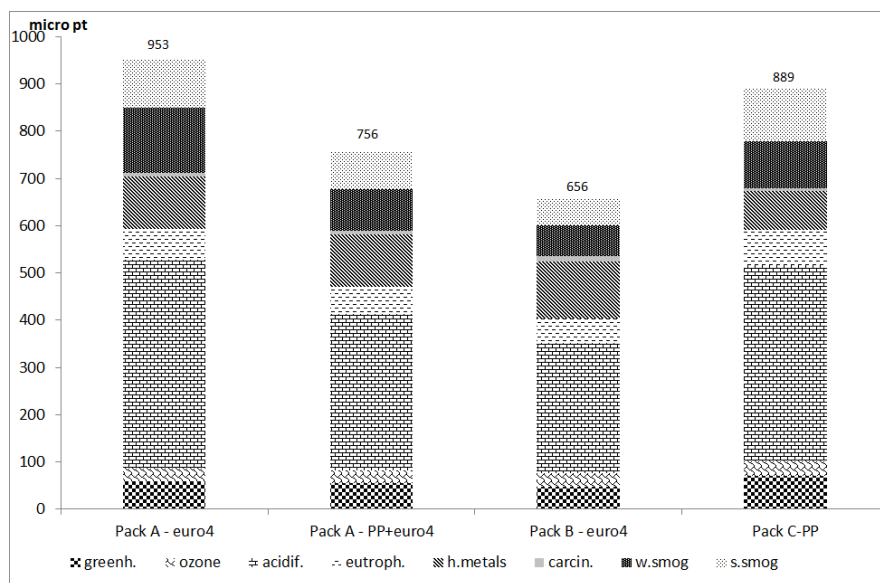


Figura 5: Pack A, B, C – Comparazione delle prestazioni ambientali (ecopunti)

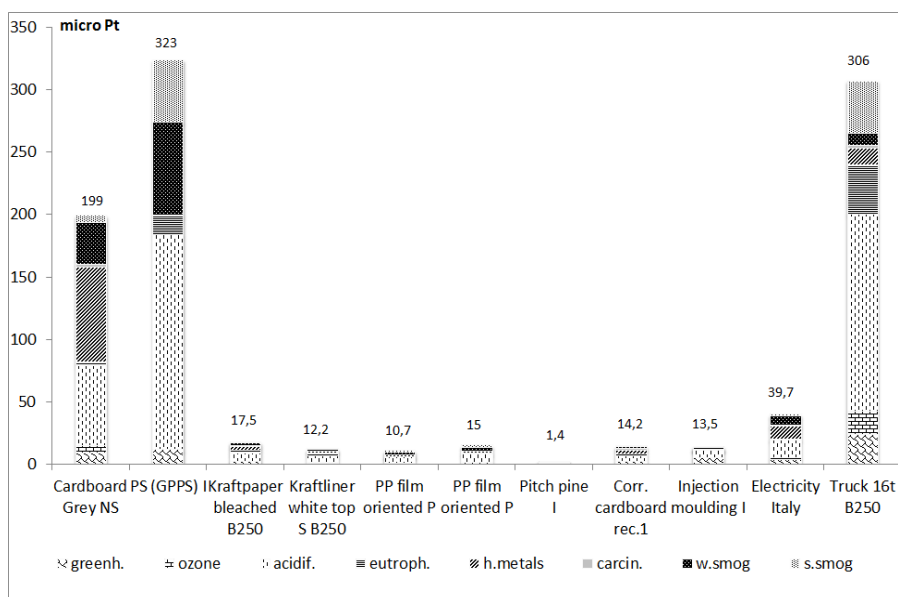


Figura 6: PackA-euro4. Impatti ambientali per componente dei dati di input (ecopunti)

6. Conclusioni

Dall'analisi comparativa riportata nelle figure precedenti si rileva come il Pack C sia quello che genera il più alto impatto ambientale, mentre il Pack B sia quello con il minore impatto ed il Pack A si collochi in posizione intermedia tra i due.

Quanto alle motivazioni del maggiore impatto del Pack B relativamente a metalli pesanti e composti cancerogeni dall'analisi dei dati si vede come entrambi siano dovuti all'utilizzo di cartoncino e come la rilevanza della componente cancerogena sia (in valore assoluto) assai modesta; questo aspetto merita di essere approfondito in quanto potrebbe non essere un dato "oggettivo" (tipico cioè di qualunque produzione che usi cartoncino) ma dovuto alla scelta del particolare dato di impatto nelle banche dati disponibili (ed al processo associato).

Si osserva inoltre come il Pack C generi un impatto di circa il 13% superiore al Pack A e di quasi il 35% superiore a quello del Pack B.

Si rileva inoltre che le fasi che generano il maggiore impatto sono quella dei trasporti (in modo uniforme per i tre Pack) e quella relativa alla produzione della matrice plastica utilizzata (Polistirene – PS); seppur in misura minore, rilevante è anche l'impatto dovuto alla produzione del cartoncino e del processo di sbiancatura della carta utilizzata.

Da quanto sopra esposto si possono trarre le seguenti indicazioni sintetiche:

- il Pack B (quasi totalmente privo di utilizzo di polimeri se si esclude il film in PP) è quello con il minore impatto ambientale (sia con il sistema ad ecopunti, sia analizzando i singoli fattori ambientali considerati);
- il Pack C (con il maggior utilizzo di polimeri) è quello con l'impatto maggiore;
- la fase del trasporto (in base ai dati ricevuti per il ciclo produttivo Valtenna ed utilizzato nei tre casi) rappresenta sempre un contributo rilevante all'impatto (55% per il Pack B, 40% Pack A e 35% Pack C).

In ricaduta da tali indicazioni e di quanto sopra esposto si possono fornire le seguenti possibili azioni/ambiti di miglioramento:

- analisi ed ottimizzazione dei sistemi di movimentazione merci e semilavorati all'interno del ciclo produttivo;
- ottimizzazione dell'utilizzo del cartoncino, sia in quantità che tipologia (mantenendo le caratteristiche prestazionali necessarie);
- acquisizione di maggiori dati possibili sui processi produttivi e sulle caratteristiche dei materiali utilizzati (specie del cartoncino).

7. Bibliografia

Pietroni, L, Scialdoni, R, Cutaia, L, 2008 'ECO-PACK. Studio e confronto del profilo ambientale di tre imballaggi per CD/DVD, secondo le norme ISO 14040-14044: due realizzati da Nuovo Scatolificio Valtenna srl e uno da un competitor', Università degli Studi di Camerino, Dip. ProCAM – Facoltà di Architettura di Ascoli Piceno, Corso di Laurea in Disegno Industriale e Ambientale Ascoli Piceno.

Approccio metodologico e screening LCA di nanocristalli di CdS

Francesca Cappellaro¹, Simona Scalbi², Luca Gallo¹, Francesco Antolini³

¹Università degli Studi di Bologna, DICAM

²ENEA, UTVALAMB-LCA, Bologna

³ENEA, UTTMATF, Faenza

francesca.cappellaro2@unibo.it

Abstract

Le nanotecnologie, all'interno del campo dell'innovazione tecnologica, rappresentano un settore in rapida crescita, d'altro canto sono ancora incerti i loro effetti su salute e ambiente. Questo studio preliminare di Life Cycle Assessment riguarda la valutazione ambientale di una tecnologia innovativa a base di nanocristalli o Quantum Dot (QD) per applicazione nei dispositivi Light Emitting Diodes (LED). Lo studio sottolinea l'importanza dell'LCA come strumento a supporto di un processo di innovazione fin dai primi stadi di sviluppo e conferma la necessità di definire un approccio metodologico di settore. Anche se si tratta di uno studio preliminare la sua conduzione è stata utile per un'iniziale realizzazione di dataset di LCA nel campo dei nanomateriali.

1. Introduzione

Lo sviluppo di metodi e processi per la produzione di nanocomponenti ha portato alla comparsa di un grande numero di beni di consumo (nanoprodotti) contenenti questi materiali. Gli effetti sulla salute ed i rischi associati sono però ancora molto incerti e perciò nel campo della ricerca si stanno compiendo molti sforzi per ottenere i dati necessari e creare strumenti idonei per la valutazione del *risk assessment* (RA) dei nanomateriali (COM 243, 2005). In aggiunta alle preoccupazioni riguardanti la tossicità, vi è una volontà crescente di capire qual è il loro contributo a problemi ambientali potenziali come ad esempio il riscaldamento globale. Anche nel campo delle valutazioni di Life Cycle Assessment (LCA), vi è la necessità di individuare alcune linee guida per la conduzione degli studi in questo settore. Scopo di questo studio è stato quindi quello di valutare l'approccio e gli aspetti metodologici per effettuare una valutazione di Life Cycle Assessment di nanomateriali, in particolare esaminando un'applicazione nel campo delle ICT, relativa ai nanocristalli impiegati nei dispositivi LED (Light Emitting Diode).

Il LED è un dispositivo optoelettronico che sfrutta le proprietà ottiche di alcuni materiali semiconduttori per produrre fotoni attraverso il fenomeno dell'emissione spontanea. I LED sono generalmente costituiti da materiali inorganici, ma negli ultimi venti anni, numerose innovazioni tecnologiche nel campo della scienza dei polimeri hanno permesso la realizzazione di Organic LED, (OLED - Organic Light Emitting Diode) ovvero diodo organico ad emissione di luce. Gli OLED sono più sottili, più leggeri e più flessibili rispetto alla loro controparte inorganica. Inoltre, gli OLED possono essere brillanti come i LED e consumano molta meno energia. A causa della processabilità dei materiali organici, sono più facili da produrre e possono essere prodotti con aree

maggiori. Infine, gli OLED hanno vasti campi di visione, di circa 170 gradi, un significativo vantaggio rispetto agli schermi a cristalli liquidi, ad esempio.

Ovviamente, questi dispositivi presentano anche alcuni svantaggi: hanno tipicamente durata della vita più breve, non sono molto stabili e possono essere facilmente contaminati da acqua o ossigeno [<http://www.lamp-project.eu>, 2012; Geffroy et al., 2006].

Una soluzione tecnologica completamente nuova in grado di superare i problemi che interessano i dispositivi "tutti organici" è l'uso di nanocristalli semiconduttori o Quantum Dot (QD) come elementi attivi per la produzione o la raccolta di luce. Questi sono agglomerati atomici che conservano la loro struttura cristallina e per questo vengono chiamati nanocristalli (<http://www.galileonet.it>, 2012; Yao e Yu, 2008).

I principali vantaggi dei QD, rispetto alle molecole organiche, riguardano:

- la stabilità chimica e ottica, data la loro struttura inorganica,
- le proprietà optoelettroniche, che possono essere modulate semplicemente variando la dimensione o la forma dei QD, senza modificare la composizione chimica.

L'uso di QD per la produzione di LED (QD-LED) prevede l'incorporazione di QD come fonti di emissione di luce e migliora le prestazioni del dispositivo in termini di invecchiamento del colore e durata della vita del dispositivo e facilita la loro utilizzazione industriale.

1.1. Processo innovativo per la produzione di QD – LED

Un processo innovativo per la produzione di QD-LED è la laserizzazione diretta (*Direct Laser Patterning*) di polimeri, procedimento che è stato brevettato nei laboratori ENEA, Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (Antolini et al., 2006, brevetto italiano N° MI2006A001156). Il processo innovativo riguarda una metodologia per l'ottenimento di nanocristalli di semiconduttore in modo regioselettivo in matrice polistirenica mediante riscaldamento del film con fascio laser. Il processo prevede l'uso di precursori del Cadmio-Zolfo (CdS) che per termolisi generano CdS nanometrico. La presente tecnologia è particolarmente interessante per applicazioni industriali poiché rende possibile l'ottenimento di nanocristalli semiconduttori in regioni specifiche del polimero. Inoltre disponendo di altre opportune sonde di energia è possibile ottenere tracciature di varie dimensioni, microniche e submicroniche. Tale processo è valido per tutti quei precursori che dopo riscaldamento o irraggiamento danno origine a sistemi nanometrici. (<http://brevetti.enea.it>, 2012).

1.2. Il progetto LAMP

Una reale applicazione di QD-LED e del processo innovativo di *Direct Laser Patterning* è attualmente in fase di sviluppo nel Progetto Europeo LAMP (*LAser induced synthesis of polymeric nanocomposite materials and development of Micro-Patterned hybrid light emitting diodes (led) and transistors (let)*). Questo progetto è coordinato da ENEA e coinvolge altri sei partner a livello europeo.

Lo scopo finale di questo progetto è quello di realizzare un dispositivo che emetta luce, combinando tre concetti principali:

1. la formazione spazialmente selettiva di quantum dot (QD) semiconduttori in una matrice polimerica per mezzo di patterning laser diretto;
2. l'uso di un polimero semiconduttore progettato appositamente per ottimizzare il trasferimento di energia tra polimero ed i QD;
3. la fabbricazione di un transistor ad emissione luminosa utilizzando materiali e tecnologie derivanti dai punti precedenti.

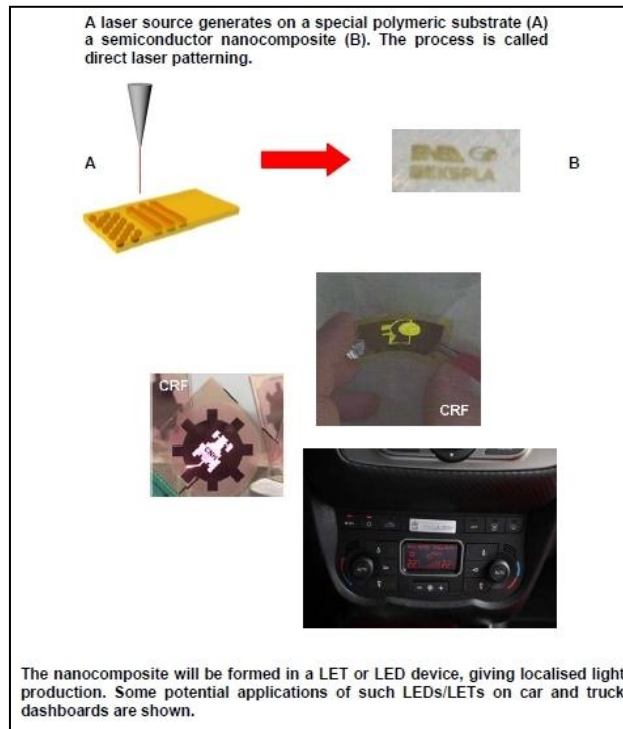


Figura 1: Descrizione della tecnologia sviluppata dal Progetto LAMP [<http://www.lamp-project.eu>, 2012]

Il progetto LAMP afferisce al settimo Programma Quadro dell'Unione Europea (Seventh Framework Programme, FP7), programma che prevede nel caso di tecnologie emergenti una valutazione delle stesse in termini di sostenibilità. Come è ben noto, lo sviluppo tecnologico è sempre più connesso ai temi della sostenibilità ambientale e l'approccio raccomandato dall'UE per tali valutazioni è quello del Life Cycle Assessment (COM 302,2003). Per questo all'interno del progetto LAMP è prevista una valutazione LCA che in maniera iterativa ha l'obiettivo di affiancare tutto il processo di sviluppo dei nuovi QD-LED, per arrivare alla valutazione dei dispositivi finali, determinandone gli impatti ambientali.

2. Valutazione LCA di nanocristalli Quantum Dot

Il caso studio consiste in una LCA di screening dei nanocristalli, in soluzione colloidale. Questo studio preliminare, sulle sostanze che saranno alla base dei precursori luminescenti dei QD, si colloca all'inizio del percorso di sviluppo della nuova tecnologia

ed è quindi in parte caratterizzato da un'incertezza e da una scarsa disponibilità di dati, che si auspica vada via via diminuendo con il progredire del progetto.

2.1. Aspetti metodologici dell'LCA di nanomateriali

In un campo innovativo, come quello dei nanomateriali dove gli studi e le valutazioni ambientali sono ancora scarsi, si è ritenuto necessario analizzare linee guida e criteri metodologici per la conduzione dello studio di Life Cycle Assessment. A tal scopo è stata effettuata una *review* critica della letteratura esistente e gli studi analizzati hanno contribuito nelle scelte metodologiche del caso studio in oggetto. In particolare si sono esaminati gli studi che presentavano dati rilevanti e compatibili con lo scopo dello studio di LCA.

La maggior parte degli studi analizzati si fondano su analisi comparative di sistemi innovativi in scala nanometrica rispetto a materiali e/o tecnologie "tradizionali". In tutti questi studi è stato assunto che, a parità di unità funzionale, vengano escluse dall'analisi le fasi del ciclo di vita assimilabili, come per esempio pre-produzione e fine vita.

Nella definizione degli obiettivi e del campo di applicazione emerge che è determinante la scelta dell'unità funzionale. I nanoprodotti possono svolgere funzioni abbastanza innovative, per le quali non è sempre facile specificare alternative funzionali. In alcuni studi, come quelli che trattano dei nanoderivati del carbonio (Healy et al., 2008; Khanna et al., 2008), solo in parte i materiali tradizionali sono sostituiti dai nanomateriali e gli attributi tecnici dei prodotti ottenuti mediante questi diversi processi non sono completamente alternativi. Un altro aspetto da verificare riguarda la scelta dell'unità funzionale effettuata in base alla massa, fattore che non sempre è indice di una caratteristica funzionale.

Un altro problema molto diffuso, cui tutti gli studi fanno menzione, è quello della mancanza di dati. Infatti tra gli studi analizzati solo quello di Van der Meulen e Alsema (2011) include dati primari. Una causa è da ricercarsi nel fatto che queste tecnologie siano per la maggior parte ancora in fase di ricerca o nelle prime fasi di produzione. Da ciò si deduce che i risultati ottenuti da questi studi spesso si fondano su dati vaghi o generalizzati e perciò non devono essere intesi come vincolanti per l'identificazione del prodotto con le migliori prestazioni ambientali (Meyer et al., 2001).

La carenza di dati si riflette anche sui confini dei sistemi analizzati: la fase di smaltimento viene esclusa dalla maggior parte degli studi e anche i pochi che la considerano fanno assunzioni così limitanti da escluderla di fatto (Bauer et al., 2008; Roes et al., 2007; Walser et al., 2011). Anche la fase di uso è inclusa nei confini di pochi studi, che si limitano a quantificarla per mezzo di ipotesi o scenari. L'unica fase ad essere sempre presente è la produzione.

Per quanto riguarda gli aspetti di qualità dei dati, tutti gli studi si basano fondamentalmente su dati secondari. Quando sono inclusi alcuni dati primari, (Bauer et al., 2008; Krishnan et al., 2008; Roes et al., 2007; Van der Meulen e Alsema, 2011; Von Gleich et al., 2007), in parte (Bauer et al., 2008; Von Gleich et al., 2007), riguardano per lo più la produzione e sono inseriti sotto accordi di non divulgazione,

pertanto non disponibili (eccetto Roes et al., 2007 e Van der Meulen e Alsema, 2011). I database più usati sono di Ecoinvent e il database standard disponibile sul software SimaPro.

Per la fase di Impact Assessment, i principali impatti considerati sono relativi ai fabbisogni energetici e alla Carbon Footprint. Quasi la metà degli studi considera anche alcune delle categorie “tradizionali” quali eutrofizzazione, l’impoverimento dei minerali, l’impoverimento dello strato di ozono, l’effetto degli ossidi organici ed inorganici sull’apparato respiratorio e la formazione di smog fotochimico. Ad oggi non è possibile valutare la tossicità, perché ancora non ci sono sufficienti dati, fattori di caratterizzazione o standard che permettano di farlo. Le attuali metodologie di valutazione degli impatti non incorporano formule per calcolare gli effetti su salute e ambiente dei nanomateriali, semplicemente per il fatto che questi effetti non sono ancora completamente conosciuti. Solo gli studi di Healy (2008) e Khanna (2008) effettuano la normalizzazione.

Le principali criticità ambientali emergenti dall’interpretazione dei risultati degli studi riguardano i processi di produzione dei nanomateriali, che molto spesso si dimostrano più impattanti rispetto ai processi tradizionali. Su questo risultato il fattore più incisivo è costituito dal consumo di energia elettrica, seguito dall’uso di combustibili. Ciò è dovuto al fatto che i processi di produzione sono ancora in fase di sviluppo e quindi poco efficienti ed hanno perciò bassi rendimenti. I processi, essendo energivori, determinano l’aumento dei tempi di ciclo ed il conseguente peggioramento delle prestazioni ambientali.

Un’altra criticità dei nanoprodotto è che non possono essere riutilizzati e solo alcune risorse di input possono essere recuperate nella fase di fine vita. Tale onere può essere ridotto da una migliore efficienza produttiva, ma non può essere compensato totalmente in quanto attualmente il recupero delle nanoparticelle non è fattibile.

In conclusione, si può affermare che a differenza delle tecnologie tradizionali già consolidate ed ottimizzate, i processi di nanoproduzione sono ancora innovativi e molte volte sperimentali, perciò la loro efficienza dovrebbe aumentare notevolmente, così come è successo con altre tecnologie. Si prevede quindi che gli svantaggi dei nanomateriali dal punto di vista ambientale possano essere compensati dai seguenti fattori:

- Proprietà meccaniche migliorate, che garantirebbero fabbisogni di materiali minori, vita utile più lunga e nelle applicazioni per il settore automotive minori consumi di combustibili durante la fase d’uso dovuti all’alleggerimento delle strutture.
- Proprietà elettriche migliorate, grazie alle quali si avrebbero maggiori efficienze nella produzione di energia fotovoltaica, con conseguente riduzione del payback dell’energia e consumi energetici minori durante la fase d’uso.
- Proprietà biocida, con una diminuzione dei consumi di energia elettrica durante la fase d’uso, essendo necessari minori lavaggi.

Infine, grazie alle proprietà meccaniche, sono necessarie quantità molto piccole di nanomateriali per raggiungere lo stesso livello di funzionalità. A tal proposito è importante rivedere l'idea diffusa che, poiché i nanomateriali sono tipicamente una piccola frazione del prodotto totale, i nanoprodotti non abbiano prestazioni ambientali peggiori dei prodotti tradizionali. L'incremento dei carichi ambientali può essere significativo se considerato a livello regionale o globale (Meyer et al., 2001).

Infine per studiare in maniera completa il compromesso tra vantaggi e svantaggi dal punto di vista ambientale è necessario condurre degli studi di LCA basati su unità funzionali costituite da unità di prodotto, non da unità di massa.

2.2. Screening LCA di CdS Quantum Dot

La valutazione LCA oggetto di questo studio riguarda i nanocristalli in soluzione colloidale realizzati nel progetto LAMP ed è stata effettuata tramite il software GaBi, utilizzando il metodo IMPACT+ 2002 - normalization at midpoint.

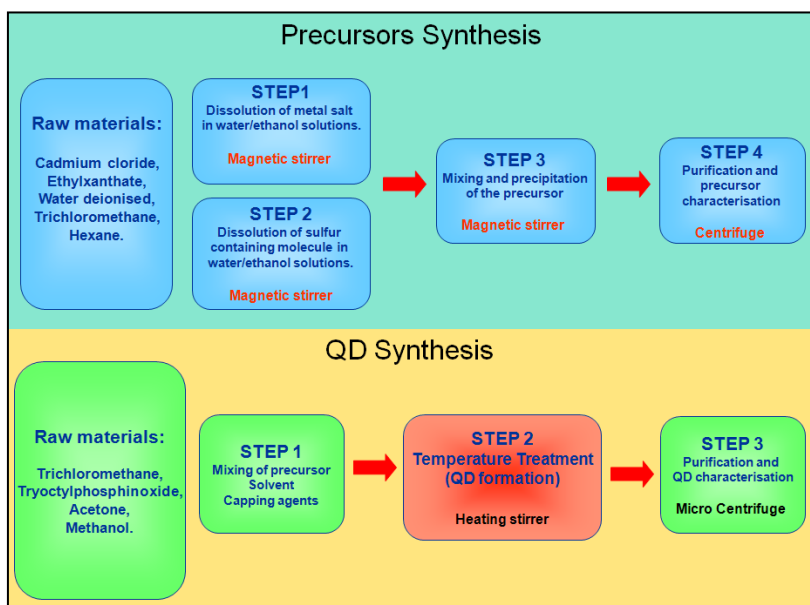


Figura 2: Descrizione del sistema: produzione di CdS Quantum Dot

Nello specifico si tratta di uno studio cradle-to-gate, in quanto l'analisi si conclude con la fase di produzione. Essendo il progetto LAMP ancora in fase sperimentale le fasi d'uso e di smaltimento non sono state considerate. La funzione del sistema è la produzione di CdS QD. Si è considerato il processo di sintesi suddiviso in due fasi: *Sintesi dei precursori* e *Sintesi dei QD* (Figura 2). L'unità funzionale è costituita da 20 mg di CdS QD, in soluzione colloidale.

Per i consumi di energia si è considerato il mix energetico italiano come da database di Ecoinvent e riferito al 2005. Si assume che i solventi esausti siano smaltiti mediante incenerimento. Le ulteriori assunzioni sono state fatte per quanto riguarda la *potassium ethyl xanthate* per il quale è stata considerata la sola energia di reazione e il consumo dei precursori in maniera stechiometrica (vedi Figura 2). Per quanto riguarda i fabbisogni energetici dell'*heating stirrer* sono stati stimati grazie a valutazioni di esperti.

Nella fase d’inventario sono stati usati dati primari raccolti presso il laboratorio ENEA di Faenza, tramite spreadsheet ed un questionario di accompagnamento. Per la produzione dei solventi sono stati usati i dati del database di Ecoinvent eccetto che per la produzione del *Tryoctylphosphinoxide* (TOPO) per cui sono stati usati i dati di letteratura (Sengul e Theis, 2011).

Impact categories	Unit	Total	Precursor Synthesis	QD Synthesis
Mineral extraction	Mj surplus	2,03E-02	8,55E-04	1,95E-02
Non-renewable energy	Mj	7,07E+00	1,54E-01	6,92E+00
Aquatic acidification	kg SO2-Eq. to air	1,52E-03	2,18E-05	1,50E-03
Aquatic eutrophication	kg PO4-Eq. to water	2,21E-04	8,09E-06	2,13E-04
Global warming 500yr	kg CO2-Eq. to air	5,02E-01	2,05E-02	4,81E-01
Ozone layer depletion	kg CFC-11-Eq. to air	2,78E-06	5,42E-07	2,24E-06
Photochemical oxidation	kg C2H4-Eq. to air	1,24E-04	3,81E-06	1,20E-04
Terrestrial acidification/nutrication	kg SO2-Eq. to air	7,08E-03	1,37E-04	6,95E-03

Tabella 1: Risultati caratterizzazione

Dalla Tabella 1 emerge che i maggiori impatti in tutte le categorie sono determinati dalla produzione dei QD. Questo perché in questa fase i consumi energetici sono più elevati rispetto alla produzione del precursore, a causa del riscaldamento della soluzione a 135 C°.

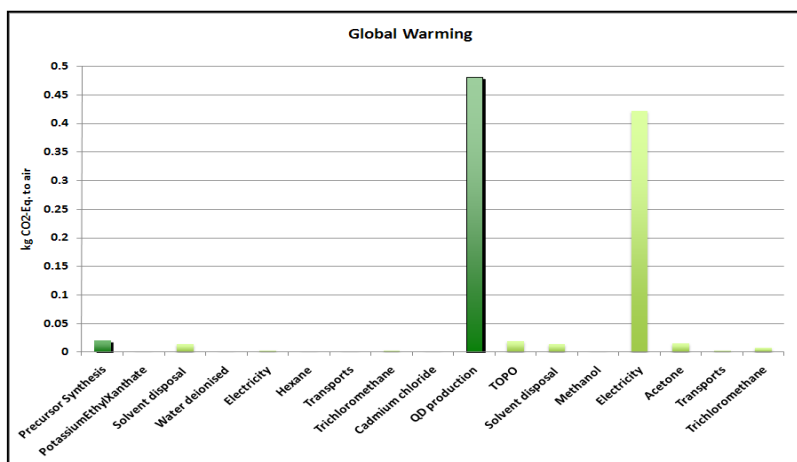


Figura 3: Contributi all’indicatore di global warming (in verde scuro i contributi totali per fasi di sintesi, in verde chiaro i singoli componenti di ogni fase).

In Figura 3 si vede un maggior dettaglio della distribuzione degli impatti potenziali di GWP per quel che riguarda i vari elementi considerati nello studio e si vede come l’energia elettrica e in misura minore i solventi sono responsabili dei maggiori impatti potenziali per questa categoria. Lo stesso andamento lo si ha per tutte le altre categorie analizzate.

I dati sono stati successivamente normalizzati ed emerge che le categorie con gli impatti potenziali maggiormente significativi sono nell’ordine: estrazione di minerali, riscaldamento globale, energia non rinnovabile, acidificazione acquatica e terrestre.

3. Conclusioni

Attraverso questo studio di valutazione del ciclo di vita sono emerse alcune aree critiche dal punto di vista ambientale della produzione di Quantum Dot in soluzione colloidale, riguardanti in particolare i fabbisogni elettrici e anche l'utilizzo di alcuni solventi e agenti leganti.

Dai risultati della Life Cycle Assessment si individuano quindi dei possibili miglioramenti che si potrebbero effettuare sul dispositivo attualmente ancora in fase di sviluppo sperimentale all'interno del Progetto LAMP. Ciò conferma il ruolo che il Life Cycle Assessment ha all'interno di un processo di eco-innovazione nell'affiancare e guidare l'innovazione tecnologica fin dai primi stadi dello sviluppo.

In generale, si può evincere che anche se le tecnologie emergenti non permettono di condurre facilmente una LCA completa a causa della scarsa disponibilità di dati di input e output, ciò non deve limitare l'applicazione di tale metodologia solo a quando la tecnologia è già matura. È invece utile un suo impiego nelle fasi di sviluppo, magari in termini di screening LCA, al fine di anticipare il più possibile le scelte di miglioramento del nuovo prodotto, per una migliore comprensione delle potenziali conseguenze sull'ambiente e sulla salute umana. Il Life Cycle Assessment si rivela quindi un valido strumento di supporto alle decisioni nella fase di progettazione del prodotto (eco-progettazione) ed è utile per l'adozione di soluzioni alternative fornite dalla green chemistry.

Questo studio, avendo come oggetto un prodotto innovativo non ancora presente sul mercato, ha inoltre contribuito ad ampliare la banca dati di LCA nel settore dei nanomateriali, in linea con le raccomandazioni europee in merito (ILCD Handbook – EC JRC-IES, 2010). È infatti molto importante contribuire il più possibile all'ampliamento del database di inventario per gli studi di LCA. Una grande banca dati completa ed affidabile sarebbe propedeutica alla possibilità di effettuare studi di LCA a loro volta completi ed affidabili, specialmente in contesti molto innovativi.

4. Bibliografia

- Antolini F., A. Ghezelbash, C. Esposito, E. Trave, L. Tapfer, B.A. Korgel,,2006, Laser-induced nanocomposite formation for printed nanoelectronics, *Materials Letters* 60 (2006) 1095–1098
- Bauer C, Buchgeister , R. Hischier , W.R. Poganietz , L. Schebek, J. Warsen, Towards a framework for life cycle thinking in the assessment of nanotechnology, *Journal of Cleaner Production* 16 (2008) 910-926
- COM(2003) 302, comunicazione della commissione al consiglio e al parlamento europeo, 2003, Politica integrata dei prodotti Sviluppate il concetto di "ciclo di vita ambientale" Bruxelles, 18.6.2003
- COM(2005) 243, European Commission the Action Plan "Nanosciences and nanotechnologies: An action plan for Europe 2005-2009" (COM(2005) 243);
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010
- Geffroy Bernard, Philippe le Roy and Christophe Prat, 2006, Review Organic light-emitting diode (OLED) technology: materials, devices and display ,*Polymer International* 55: 572-582

Khanna V., B. R. Bakshi, and L. J. Lee. 2007. Life cycle energy analysis and environmental life cycle impact assessment of carbon nanofiber production. Proceedings of the 2007 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment. Piscataway, NJ: IEEE p. 128–133.

Krishnan N, Boyd S, Somani A, Raoux S, Clark D, Dornfeld D. A Hybrid Life Cycle Inventory of Nano-Scale Semiconductor Manufacturing. Environ. Sci. Technol. 2008, 42, 3069–3075

Healy Meagan, Lindsay J. Dahlben, and Jacqueline A. Isaacs, 2008, Environmental Assessment of Single-Walled Carbon Nanotube Processes, Journal of Industrial Ecology, Volume 12, Number 3: 376 – 393

ISO 2005, ISO/IEC 15504.1:2005 Information technology - Process assessment - Concepts and vocabulary.

Meyer D. E, Mary Ann Curran, Michael A. Gonzalez, An examination of silver nanoparticles in socks using screening-level life cycle assessment. J Nanopart Res (2011) 13:147–156.

Roes AL, Marsili, Nieuwlaar, Patel, Environmental and Cost Assessment of a Polypropylene Nanocomposite, J Polym Environ (2007) 15:212–226.

Sengul Hatice, Thomas L. Theis, An environmental impact assessment of quantum dot photovoltaics (QDPV) from raw material acquisition through use, Journal of Cleaner Production 19 (2011) 21-31.

Van der Meulen R, Alsema (2011). Life-cycle greenhouse gas effects of introducing nanocrystalline materials in thin-film silicon solar cells. Prog. Photovolt: Res. Appl. 2011; 19:453–463.

Von Gleich A, Michael Steinfeldt, Ulrich Petschow. A suggested three-tiered approach to assessing the implications of nanotechnology and influencing its development. Journal of Cleaner Production 16 (2008) 899-909.

Walser T, Evangelia Demou, Daniel J. Lang, and Stefanie Hellweg. Prospective Environmental Life Cycle Assessment of Nanosilver T-Shirts. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 4570–4578

Yao Wei-Tang, Yu Shu-Hong, 2008, Synthesis of Semiconducting Functional Materials in Solution: From II-VI Semiconductor to Inorganic–Organic Hybrid Semiconductor Nanomaterials, Advanced functional materials, 2008, 118, 3357-3366.

<http://www.lamp-project.eu>, 2012

<http://brevetti.enea.it>, 2012

<http://www.galileonet.it>, 2012

Analisi del ciclo di vita di un sistema di giardino verticale

Nicoletta, Patrizi^{1*}; Riccardo M., Pulselli¹; Lorenzo, Tosti¹; Federico M., Pulselli¹; Simone, Bastianoni¹

¹Ecodynamics Group, Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Siena

*patrizi2@unisi.it

Abstract

Il settore civile, con la sua enorme potenzialità di risparmio energetico, si pone come campo di applicazione di numerose tecnologie in grado di perseguire questo scopo. Tra queste, i sistemi di verde verticale (Vertical Greenery Systems - VGSs) stanno attirando l'attenzione di molti ricercatori nel settore, soprattutto per quanto riguarda i loro potenziali utilizzi come sistemi passivi per il raffrescamento degli edifici. Se da un lato le analisi di tipo sperimentale su pareti di edifici coperte con VGS hanno evidenziato ottime prestazioni in termini di risparmio energetico, è utile valutare questi sistemi da un punto di vista di filiera produttiva. Lo scopo di questo lavoro è stato quello di redigere un'analisi del ciclo di vita di un sistema VGS, considerando varie fasi del processo di produzione, messa in opera e manutenzione.

1. Introduzione

Nel 2010 il consumo mondiale di energia è cresciuto del 5,6%, tale dato rappresenta l'incremento percentuale maggiore dal 1976 (BP, 2011). Secondo quanto si legge nel *World Energy Outlook* (IEA, 2011), a livello medio mondiale, nel 2011 l'intensità d'uso dell'energia è aumentato per il secondo anno consecutivo. Questo dato è ancor più preoccupante se consideriamo che il miglioramento dell'efficienza energetica ha rappresentato una priorità per molti paesi e se teniamo conto del fatto che circa il 20% della popolazione mondiale non ha accesso all'elettricità (IEA, 2011). Non esistono ad oggi segnali significativi che indicano un effettivo cambio di rotta dei trend energetici mondiali (IEA, 2011). Le Nazioni Unite hanno definito il 2012 "Anno Internazionale dell'Energia Sostenibile per Tutti" (ONU, 2011) all'interno di una campagna di sensibilizzazione per promuovere l'uso di energia da fonti rinnovabili e l'efficienza energetica a livello locale, nazionale e internazionale.

Nel 2009, la Commissione Europea ha varato la direttiva 2009/28/CE sulle fonti rinnovabili per cui ogni Stato membro è chiamato entro il 2020 a: 1) conseguire un aumento del 20% dell'efficienza energetica; 2) ridurre del 20% le emissioni di gas serra; 3) coprire il 20% della domanda di energia attraverso il ricorso a fonti rinnovabili.

In Italia nel 2010, gli usi finali di energia nel settore civile, residenziale e terziario sono stati di circa 49,13 Mtep e hanno rappresentato il 35,5% dell'energia consumata per lo stesso anno (DGERM, 2010). Secondo un recente studio dell'ENEA, nel periodo 2000-2009 in Italia il consumo di energia per abitazione risulta in calo del 2,6%, tuttavia questa variazione risulta notevolmente minore della corrispondente variazione della UE27 (-11,7%) (ENEA, 2011). Il settore civile, quindi, si pone come campo di applicazione strategico per migliorare l'efficienza energetica e dunque contribuire al risparmio energetico. La Commissione Europea nel 2002 ha varato la direttiva 2002/91/CE per l'incremento dell'efficienza energetica degli edifici. Tale direttiva è stata recepita dal Governo italiano attraverso il Decreto Legislativo 192/2005, entrato in vigore l'8 ottobre 2005.

Si stima che l'applicazione di tale norma abbia prodotto nel periodo 2005-2010 un risparmio energetico nazionale pari a 24.306 GWh/anno dei quali 4.126 GWh/anno grazie agli interventi nel settore residenziale (ENEA, 2011). Una riduzione dei consumi attraverso il risparmio energetico degli edifici, inoltre, determina l'abbassamento di emissioni di CO₂ in atmosfera e un risparmio economico apprezzabile sulle bollette energetiche.

Una serie di lavori presenti in letteratura riportano i principali benefici ottenibili dall'integrazione del verde in ambiente urbano, sottolineando come questa misura sia una delle più promettenti nel mitigare le problematiche appena citate (Tong et al., 2005; Ca et al., 2005; Yu & Hien, 2006). Tra le tecniche recentemente proposte come sistemi passivi per il raffrescamento degli edifici esistono i sistemi di verde verticale (*Vertical Greenery System, VGS*). I VGS comprendono tutte quelle soluzioni tecnico-strutturali che prevedono la copertura di una facciata interna o esterna di un edificio con elementi di vegetazione (Bellomo, 2003).

I primi studi sui VGS risalgono agli anni 80 e sono incentrati principalmente su stime qualitative dei possibili benefici a livello ambientale ed energetico (Kohler, 2008). Solo recentemente l'interesse si è esteso verso un'analisi di tipo quantitativo. In letteratura sono riportati numerosi lavori che esaminano gli effetti positivi dei VGS sul sistema urbano come ad esempio il miglioramento dell'assetto idrologico (Bass and Baskaran, 2003); la riduzione dell'inquinamento atmosferico (Ottel  et al., 2010); la riduzione dell'effetto UHI (*Urban Heat Island*) (Alexandri and Jones, 2008). Infine,   stato dimostrato che l'installazione di VGS su facciate di edifici contribuisce al miglioramento delle prestazioni termiche (Bass and Baskan 2003; Stec et al., 2005; Wong et al., 2009; Cheng et al., 2010; Kontoleon and Eumorfopoulou, 2010; Ip et al., 2010; Wong et al., 2010; Perini et al., 2011; Pérez et al., 2011a; Pérez et al., 2011b).

Se da un lato le analisi di tipo sperimentale su pareti di edifici con VGS hanno evidenziato ottime prestazioni in termini di risparmio energetico, questi sistemi non sono stati ancora documentati per esteso da un punto di vista di filiera produttiva. Un'introduzione alla LCA di VGS   presente in Ottel  et al. (2011).

Questo lavoro presenta i risultati di un'analisi preliminare del ciclo di vita di un sistema VGS considerando varie fasi del processo di produzione, messa in opera e manutenzione. L'analisi   stata estesa alla produzione in serra delle piante che sono installate nella struttura, e a tutti gli input necessari alla manutenzione, assumendo un tempo di vita di almeno 20 anni.

2. Materiali e Metodi

2.1. Caso di studio

Recentemente   stata stabilita una classificazione di VGS per distinguerne le diverse tipologie e facilitare il confronto tra i risultati della ricerca relativa alle loro prestazioni come sistema passivo per il risparmio energetico (Pérez et al., 2011). Tutti i sistemi disponibili sul mercato si trovano sotto il nome comune di "sistemi di verde verticale" degli edifici e principalmente possono essere suddivisi in due categorie a seconda delle loro caratteristiche strutturali e di manutenzione:

- i sistemi estensivi sono facili da costruire e richiedono minima manutenzione futura (*green facades GFs*);
- i sistemi intensivi sono più complessi e richiedono un maggiore livello di manutenzione successiva (*living walls LWs*).

Nel nostro caso studio (Figura 1) il VGS è di tipo intensivo (LWs) ed è composto da 10 unità modulari (3x3 m), formate assemblando 6 pannelli (1x1,5 m). Il sistema che costituisce l'unità fondamentale del VGS analizzato nel presente lavoro è formato da cinque elementi chiave: 1) struttura di metallo (telaio in profilati di alluminio) con un aggetto di 5 cm dalla parete a formare un'intercapedine ventilata; 2) pannello in PVC espanso (1 cm di spessore); 3) tre strati di feltro sintetico (sostegno per le piante che permette la crescita delle radici e veicolo per l'umidità e l'alimentazione di queste); 4) la vegetazione (piante inserite senza l'ausilio di un substrato - densità di circa 25 piante/m²); 5) l'impianto di fertirrigazione automatizzato (in PVC con pompa idraulica e centralina di controllo).

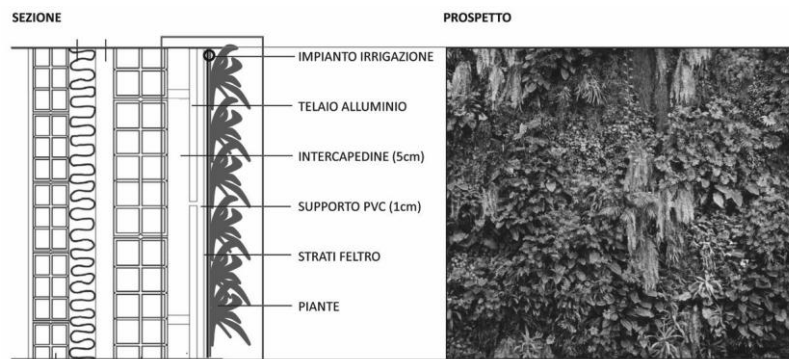


Figura 1: Elementi e struttura del Sistema di Giardino Verticale

2.2. LCA del VGS

Lo scopo di questo studio è stato quello di quantificare i potenziali carichi ambientali legati alla produzione, installazione e manutenzione di un giardino verticale (VGS). L'analisi è stata svolta seguendo l'iter procedurale del metodo LCA attribuzionale (Finnveden et al., 2009.).

L'unità funzionale (UF) scelta per questo lavoro è rappresentata da 10 moduli (3 m x 3 m) necessari a ricoprire una parete di 90 m².

Questo studio è stato condotto con l'ausilio del software SimaPro 3.2 (<http://www.pre.nl/simapro/default/htm>).

Il modello del ciclo di vita del VGS è composto da quattro fasi principali: costruzione e assemblaggio dei pannelli, trasporto fino al luogo d'installazione, montaggio e manutenzione (Figura 2).

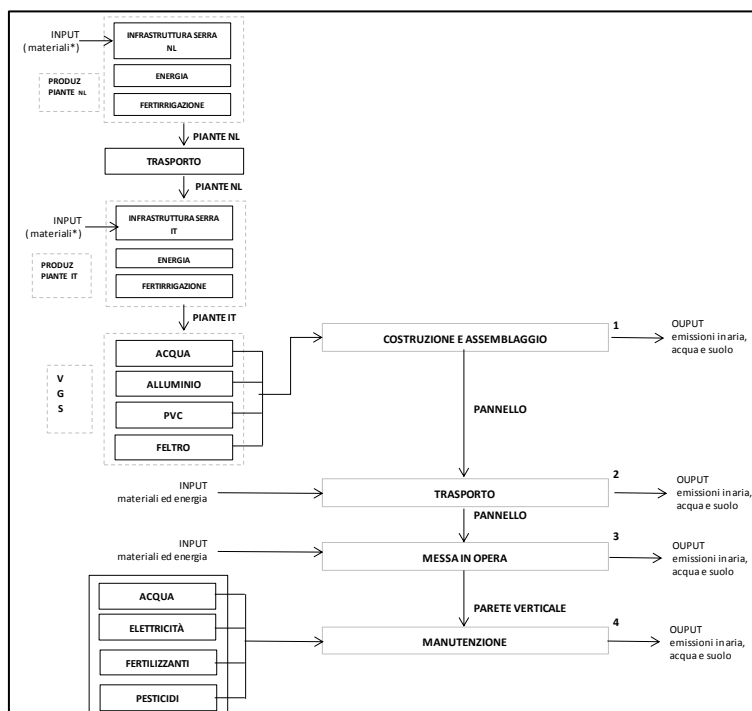


Figura 2: Modello del ciclo di vita di un Sistema di Giardino Verticale (*=calcestruzzo, ferro, acciaio, vetro, sabbia, tessuto PVC, teli nylon)

I dati primari relativi alle quantità di materiali e consumi necessari alla costruzione e installazione del pannello, utili per lo svolgimento dell'analisi sono stati forniti direttamente da un'azienda italiana che produce e installa giardini verticali riferiti all'anno 2010 (Tabella 1). In base alle informazioni ottenute da tale azienda è stato necessario ricostruire il processo relativo alla produzione delle piante. Infatti, per quanto riguarda la parte vegetata del pannello, l'azienda produttrice di VGS compra giovani piante da una ditta in Olanda (rappresentate in Figura 2 dal processo "produz. piante NL") e ne completa il ciclo di sviluppo nella propria serra (indicato in Figura 2 con il processo "produz. Piante IT"). Quindi, il ciclo di vita delle piante è stato ricostruito in base alle informazioni raccolte in azienda (serra IT, in Figura 2) e completate con fonti bibliografiche (Pluimers et al., 2010, serra NL in Figura 2). I dati secondari, invece, provengono da database presenti all'interno del software usato (Tabella 1).

Come metodo di valutazione degli impatti è stato scelto il CML 2001 (Guinée, 2001). Delle 11 categorie di impatto di cui tiene conto il metodo CML 2001 per questo studio sono state selezionate sei categorie d'impatto: *Abiotic Depletion (ADP)*, *Acidification Potential (AP)*, *Eutrophication Potential (EP)*, *Global Warming Potential (GWP 100 years)*, *Ozone Layer Depletion Potential (ODP)*, *Photochemical Ozone Creation Potential (POCP)*.

3. Risultati

Dalla raccolta dei dati primari in azienda e il loro successivo completamento con dati secondari è stato ottenuto un inventario rappresentato dalle singole quantità in input e output di ogni processo incluso nei confini del sistema. In Tabella 1 sono riportati i principali flussi di materia ed energia necessari per la costruzione, l'installazione e la manutenzione dell'unità funzionale (VGS 90 m²) e la fonte dei dati primari e secondari.

	UNITA' DI MISURA	QUANTITA'	DATI PRIMARI	DATI SECONDARI	FASE
Alluminio	kg	10,08	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	COSTRUZIONE
PVC (calendered sheet)	kg	23,95	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Polyetilene	kg	5,12	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
PVC (pipes)	kg	0,09	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
PVC	kg	0,17	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Acciaio	kg	0,60	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Trasporto pannello (camion 3,5 t)	kgkm	41.443,16	nostra assunzione ^a	ECOINVENT database, 2010	
Piante IT	kg	100,00	azienda produttrice ^b	ECOINVENT database, 2010	
Trasporto piante (camion 7,5-16 t)	kgkm	125.800,00	nostra assunzione ^c	LCA food DK database, 2004	
Acqua	kg	63.145,00	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	USO E MANUTENZIONE
Fertilizzante N	kg	0,13	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Fertilizzante P	kg	0,35	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Fertilizzante K	kg	0,15	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Pesticidi	kg	0,10	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	
Elettricità	kWh	4,45	azienda produttrice	ECOINVENT database, 2010	

^a abbiamo stimato la distanza media tra dove è collocata l'azienda che produce i pannelli e Siena dove abbiamo ipotizzato di installare il VGS.
^b il processo di produzione delle piante è stato ricostruito in base alle informazioni raccolte in azienda e completate con fonti bibliografiche (Pluimers et al., 2010).
^c abbiamo stimato la distanza media tra l'Olanda e il luogo dove è collocata l'azienda che produce pannelli.

Tabella 1: Principali input per la produzione e installazione di VGS (facciata 10xh9m)

In Figura 3, sono riportati i risultati degli indicatori di categoria degli impatti potenziali relativi al VGS 90 m²(10xh9m).

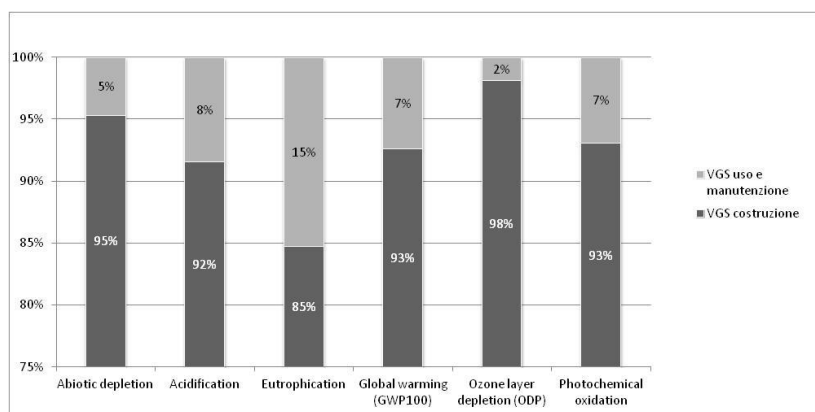


Figura 3: Indicatori di categoria degli impatti potenziali del Sistema di Giardino Verticale

Nel sistema di facciate verdi la fase che risulta avere maggiori impatti è la fase di costruzione ed assemblaggio dei pannelli. Infatti, i giardini verticali sono sistemi che non richiedono un'eccessiva manutenzione, e quindi una volta installati gli impatti che generano sono minori di quelli relativi alla loro costruzione.

In Tabella 2 sono riportati i risultati degli indicatori di categoria degli impatti potenziali considerati relativi alle fasi di costruzione, assemblaggio e manutenzione dei pannelli VGS.

Categoria d'impatto	Unità di misura	Totale	Struttura	Piante IT	Trasporto piante da NL	Trasporto all'edificio
Abiotic depletion	kg Sb eq	3,53	1,42	1,37	0,20	0,54
Acidification	kg SO ₂ eq	1,40	0,78	0,24	0,08	0,30
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,35	0,18	0,04	0,02	0,10
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	326,87	173,82	45,72	28,16	79,17
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	0,11	0,05	0,02	0,00	0,03

Tabella 2: Indicatori di categoria degli impatti potenziali relativi alle fasi di costruzione, assemblaggio e trasporto dei VGS

La struttura dei VGS (acciaio, feltro e PVC) è il maggior responsabile degli impatti di questa fase. In tutti gli indicatori analizzati il contributo percentuale della produzione di piante varia tra il 40% (ADP) e il 55% (AP) sul valore finale degli indicatori. Mentre il processo di produzione delle piante è quello che ha una maggiore rilevanza per il valore totale dell'ODP (91%). I processi di trasporto delle piante dall'Olanda e dei pannelli assemblati al cantiere hanno un contributo significativo nel caso delle emissioni di CO₂ eq (33%).

In Tabella 3, invece, sono riportati i valori degli indicatori degli impatti potenziali relativamente alla fase di uso del VGS.

categoria d'impatto	unità di misura	totale	acqua	pesticidi	fertilizzanti	elettricità
Abiotic depletion	kg Sb eq	0,17	0,13	0,01	0,01	0,02
Acidification	kg SO ₂ eq	0,13	0,09	0,01	0,02	0,01
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	0,06	0,06	0,00	0,00	0,00
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	26,09	19,99	1,01	2,24	2,85
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Photochemical oxidation	kg C ₂ H ₄ eq	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00

Tabella 3: Indicatori di categoria degli impatti potenziali della fase d'uso e manutenzione dei VGS

L'input che produce i maggiori pressioni per la fase manutenzione è l'utilizzo di acqua su cinque delle sei categorie d'impatto analizzate e quindi è responsabile d'impatto sia a livello regionale che globale. Mentre l'utilizzo di pesticidi è responsabile del 72% del valore finale dell'ODP generando quindi impatti a livello globale.

È necessario inoltre precisare come per il principale flusso in termini di massa, cioè quello idrico, non sia stato valutato il livello di scarsità né di costo/consumo intrinseco della risorsa. Di fatto il metodo LCIA utilizzato in questo studio non contabilizza i flussi "water resource". L'indice di stress acquatico (*water stress index*, WSI) (Pfister et al., 2009), è un indicatore regionalizzato vincolato dall'utilizzo di informazioni a scala locale che non è stato applicato in questo studio per la mancanza di dati specifici.

4. Conclusioni

Lo scopo di questo lavoro è stato quello di condurre un'analisi LCA preliminare di un sistema di giardino verticale. Lo studio è servito per evidenziare i potenziali impatti ambientali che possono essere generati lungo la filiera produttiva dei VGS, dalla lavorazione delle materie prime fino alla messa in opera ed utilizzo della struttura. L'analisi ha portato ad una generale valutazione dei VGS avendo individuato criticità e, quindi, suggerito possibili azioni per ridurre gli impatti nella filiera produttiva.

Per esempio l'utilizzo di piante prodotte in Italia piuttosto che in Olanda potrebbe contribuire alla riduzione degli impatti associati alla fase di assemblaggio del VGS.

Inoltre l'analisi permette di confrontare questa tecnologia con altre disponibili rivolte al contenimento del consumo energetico negli edifici (ad esempio pareti ventilate standard o sistemi di isolamento a cappotto tradizionali). I risultati di questa analisi saranno utilizzati per sviluppare un bilancio complessivo costi benefici confrontando gli impatti nella filiera produttiva con i vantaggi ottenuti dal miglioramento delle prestazioni energetiche dell'involucro edilizio (ad esempio, questo studio ha associato all'unità funzionale un valore di emissioni pari a 353 kg di CO₂ equivalenti per anno). In questo senso, i risultati dell'analisi LCA potrebbero essere un valido parametro di confronto per verificare l'opportunità d'impiego dei VGS in specifici contesti climatici e geografici.

L'analisi LCA presentata in questo lavoro è un contributo verso la comprensione e la verifica di processi e tecnologie impiegati per la produzione e installazione di giardini verticali e del loro ciclo di vita.

Note

Il presente studio è stato sviluppato nell'ambito del progetto GREENED (Giardini Rampanti per l'Efficienza Energetica degli Edifici), finanziato su fondi PAR FAS 2007-2013 Regione Toscana - linea di azione 1.1.a.3.

5. Bibliografia

Alexandri, E, and Jones, P, 2008, Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates, *Building and Environment*, 43(4): 480-493.

Bass, B, and Baskaran, B, 2003,. *Evaluating Rooftop and Vertical Gardens as an Adaptation Strategy for Urban Areas*, Institute for research and construction: Ottawa, Canada: National Research Council.

Bellomo, A, 2003, *Pareti verdi. Architettura sostenibile*, Napoli: Sistemi Editoriali.

BP, 2011, *Statistical review of world energy- June 2011*,

<http://www.bp.com/sectiongenericarticle800.do?categoryId=9037217&contentId=7068633>

Ca, VT, Asaeda, T, Abu, EM, 1998, Reductions in air-conditioning energy caused by a nearby park. *Energy and Buildings* 29: 83-92.

Cheng, CY, Cheung, Ken, KS, Chu, LM, 2010, Thermal performance of a vegetated cladding system on facade walls. *Building and Environment*, 45: 1779-1787.

D.G.E.R.M., 2010, Tabella dati energetici RGE 2010. <http://dgerm.sviluppoeconomico.gov.it/dgerm/> .

Decreto Legislativo 192/2005, <http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe/testi/05192dl.htm> .

ENEA, 2007, *Dall'ecobuilding al distretto energetico: ricerca e governance verso nuovi modelli di sviluppo*. Roma.

ENEA, 2011, *RAEE 2010. Rapporto Annuale Efficienza Energetica*. Roma.

European Commission, 2002, DIRETTIVA 2002/91/CE,

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:001:0065:0071:IT:PDF>.

European Commission, 2009, DIRECTIVE 2009/28/EC,

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:en:PDF>.

Finnveden, G, Hauschild, MZ, Ekvall, T, Guinée, J, Heijungs, R, Hellweg, S, Koehler, A, Pennington, D, Suh, S. 2009, Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1): 1-21.

Guinée, J, 2001, Life cycle assessment, an operational guide to the ISO standard-Part2b: operational annex, & part 3: scientific background. Centre for Environmental Science, Leiden University, The Netherlands.

International Energy Agency (OECD/IEA), 2011. *World Energy Outlook 2011*, Paris.

International Energy Agency (OECD/IEA), 2011a. *World Energy Outlook 2011*, Paris.

Ip, K, Lam, M, and Miller, A, 2001, Shading performance of a vertical deciduous climbing plant canopy. *Building and Environment*, 45(1): 81-88.

Kohler, M, 2008, Green facades - a view back and some vision. *Urban Ecosystems*,

Kontoleon, KJ, and Eumorfopoulou, EA, 2010, The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone. *Building and Environment*, 45:1287-1303.

Organizzazione delle Nazioni Unite (ONU), 2011, Risoluzione 65/151: International Year of Sustainable Energy for All.

Ottelé, M, Perini, K, Fraaij, ALA, Haas, EM, Raiteri, R, 2011. Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems. *Energy and buildings*, 43: 3419-3429.

Ottelé, M, van Bohemen, HD, and Fraaij, A, 2010, Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, 36(2): 154-162.

Pérez, G, Rincón, L, Vila, A, González, JM, Cabeza, LF, 2011a, Behaviour of green facades in Mediterranean Continental climate. *Energy Conversion and Management* 52: 1861-1867.

Pérez, G, Rincón, L, Vila, A, González, JM, Cabeza, LF, 2011b, Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Applied Energy* 88: 4854-4859.

Perini, K, Ottelé, M, Fraaij, ALA, Haas, EM, Raiteri, R, 2011, Vertical greening systems and the effect on air flow and temperature on the building envelope. *Building and Environment*, 46(11): 2287-2294.

Pfister, S, Koehler, A, and Hellweg, S, 2009, Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental science and technology*, 43(11): 4098-4104.

Pluimers, JC, Kroeze, C, Bakker, EJ, Challa, H, Hordijk, L, 2010, Quantifying the environmental impact of production in agriculture and horticulture in The Netherlands: which emissions do we need to consider? *Agricultural Systems* 66: 167-189.

Stec, WJ, Paassen, AHC, Maziar, A, 2005, Modelling the double skin facade with plants. *Energy and Buildings*, 37: 419-427.

Tong, H, Walton, A, Sanga, J, Chanc, JCL, 2005, Numerical simulation of the urban boundary layer over the complex terrain of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 39 (19): 3549–3563.

Wong, NH, Kwang, Tan, AY, Chen, Y, Sekar K, Tan, PY, Chan, D, Chiang, K, Wong, NC, 2010, Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment*, 45(3): 663–672.

Wong, NH, Kwang, Tan, AY, Tan, PY, Wong, NC, 2009, Energy simulation of vertical greenery systems. *Energy and Buildings*, 41: 1401-1408.

Yu, C, and Hien, WN, 2006, Thermal benefits of city parks. *Energy and Buildings*, 38: 105-120.

Il ciclo di vita del sistema termoelettrico attuale

Pierpaolo Girardi

RSE SpA

pierpaolo.girardi@rse-web.it

Abstract

Il sistema elettrico nazionale è in continua evoluzione, sia per quanto riguarda il sistema di produzione, che vede una crescente penetrazione delle energie rinnovabili, sia per quanto riguarda il sistema di consumo che vede azioni volte al risparmio energetico ed azioni volte ad utilizzare l'energia elettrica in nuovi settori. Per essere in grado di valutare i reali benefici ambientali delle politiche volte a realizzare questi obiettivi, è necessario conoscere gli impatti legati al ciclo di vita della produzione termoelettrica. A tal fine, nel presente lavoro, vengono illustrati i risultati dell'analisi LCA del sistema termoelettrico italiano, prendendo come anno di riferimento il 2009.

1. Introduzione

Il sistema elettrico nazionale è soggetto ad una continua evoluzione. Dal lato produzione, si tende ad introdurre in maniera sempre maggiore l'utilizzo di fonti rinnovabili. Dal lato consumo si tende sia ad una razionalizzazione, attraverso politiche di risparmio energetico, sia all'utilizzo del vettore elettrico in settori nuovi, quali ad esempio il trasporto privato. Tra i principali motivi dietro questi processi vi è la tutela dell'ambiente. Per valutare correttamente il potenziale effetto sull'ambiente, risulta necessario conoscere gli impatti ambientali del ciclo di vita dell'energia termoelettrica. È questa infatti l'energia che viene sostituita dalle fonti rinnovabili, risparmiata o utilizzata, ad esempio, in futuri scenari di mobilità elettrica (Girardi, 2010). Avere queste informazioni non è immediato e questo studio⁴ si pone l'obiettivo di colmare questa lacuna.

2. Aspetti metodologici

L'approccio seguito per effettuare la LCA del sistema termoelettrico italiano è diviso in fasi. Nella prima fase, si è reso necessario ricostruire come l'energia termoelettrica viene prodotta in Italia: in altri termini quali sono le fonti energetiche (combustibili) e le tecnologie utilizzate per la produzione termoelettrica. La seconda fase è quella della realizzazione dell'inventario vero e proprio. In questa fase, per ognuna delle combinazioni tecnologia – combustibile individuata, sono stati cercati i dati relativi alle operazioni di approvvigionamento del combustibile, o *upstream* (quindi estrazione delle materie prime, lavorazione, trasporto e distribuzione), di costruzione degli impianti e delle operazioni di produzione di energia elettrica. Tali dati provengono sia da banche dati LCA sia da dati di funzionamento, per la fase di produzione, degli impianti stessi. Una volta noto l'inventario delle singole combinazioni tecnologia-combustibile, ed il loro contributo alla produzione totale, è immediato ricostruire

⁴ Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico nell'ambito dell'Accordo di Programma tra RSE ed il Ministero dello Sviluppo Economico - D.G. Nucleare, Energie rinnovabili ed efficienza energetica - stipulato in data 29 luglio 2009 in ottemperanza del DM, 19 marzo 2009.

l'inventario complessivo del termoelettrico nazionale e quindi effettuare l'analisi ambientale.

2.1. Il sistema di produzione termoelettrica: fonti e tipologie di impianti

Il primo passo per la valutazione degli impatti del ciclo di vita della produzione termoelettrica (anno 2009), è quello di ricostruire quali sono le fonti e le tecnologie utilizzate dal sistema termoelettrico nazionale. Questo dato, al dettaglio necessario per una LCA, non è di facile reperimento anzi, potremmo dire che non esiste un dato ufficiale pubblicato. Le fonti documentali sono essenzialmente due: TERNA (TERNA, 2009), attraverso la pubblicazione dei dati statistici alla sezione produzione, ed il ministero dello sviluppo economico (Ministero dello sviluppo economico, 2009) che pubblica il Bilancio Energetico Nazionale (BEN). TERNA fornisce (tabella 32 dei dati statistici, capitolo "produzione") i dati organizzati per macrocombustibili (solidi, petroliferi, gas naturale, altri gassosi, altri solidi) e per macrotecnologie (Tabella 1). TERNA inoltre, solo per le biomasse, fornisce un ulteriore dettaglio (tabella 34 dei dati statistici 2009, produzione) distinguendo tra biomasse solide, gassose e liquide. Tale dettaglio, tuttavia, non comprende alcuna informazione sulla tecnologia e non è perfettamente coerente con la tabella 32 (sempre dei dati statistici di TERNA): qui, infatti, non compare la voce "altre combustibili liquidi" in cui dovrebbero confluire le biomasse liquide. L'unico dettaglio "tecnologico" fornito è la distinzione tra produzione di sola elettricità e produzione di elettricità e calore. Il GSE⁵, sempre per le biomasse, fornisce un ulteriore dettaglio per i bioliquidi, distinguendo la quota parte proveniente da rifiuti ed il biodiesel da altri oli grezzi (GSE, 2010). Anche in questo caso non viene dato nessun dettaglio sulla tecnologia usata né quale quota sia prodotta in impianti di produzione combinata di energia elettrica e calore (cogenerazione). Il BEN, infine, pur non fornendo alcun dettaglio sulle biomasse, fornisce un dettaglio maggiore sui combustibili fossili distinguendo tra: gas di cokeria, gas di altoforno, gas residui di raffineria, distillati leggeri, gasolio, olio combustibile ATZ, olio combustibile BTZ. Tuttavia non vi è alcuna indicazione sulle tecnologie ed i dati non sono del tutto coerenti con quelli pubblicati da TERNA (come già rilevato in ISPRA, 2011). È evidente che per determinare gli impatti lungo il ciclo di vita della produzione di energia termoelettrica, è necessario non solo conoscere il dettaglio della produzione per tipo di combustibile ma anche per tipo di tecnologia. Dalla tecnologia infatti dipende l'efficienza di conversione e, quindi, la quantità di combustibile in ingresso.

A partire dai dati dichiarati da TERNA⁶ (TERNA, 2009) riportati in Tabella 1, si riportano in Figura 1 le ipotesi di allocazione della produzione lorda di energia elettrica in base a combustibili e macrotecnologie ottenute a partire dalle fonti citate, incrociandole con le dichiarazioni di alcuni impianti la cui bassa numerosità ha permesso di stimare la produzione nazionale (ad esempio per gli impianti che gassificano e bruciano il tar da raffineria) o con dichiarazioni di associazioni di settore (ad esempio l'unione petrolifera fornisce il totale annuo di energia elettrica prodotta da olio combustibile).

⁵ Gestore dei Servizi Energetici.

⁶ TERNA, dati statistici, produzione, tabella 32.

SOLO ELETTRICITA	GWh 2009	ELETTRICITA E CALORE	GWh 2009
a combustione interna (CI)	2462,5	a combustione interna (CIC)	3835,4
a turbine a gas(TG)	500,6	a turbine a gas(TGC)	3827
a vapore a condensazione(C)	55952,5	a ciclo combinato(CCC)	85073,4
a ciclo combinato(CC)	64558,4	a vapore a contropressione(CPC)	2665,5
ripotenziato (RP)	2122,3	a vapore a condensazione con spillo mento(CSC)	5038
Totale	125596,3	Totale B	100439,3

Tabella 1: Produzione di energia elettrica lorda per macrotecnologia dichiarata da TERNA per il 2009

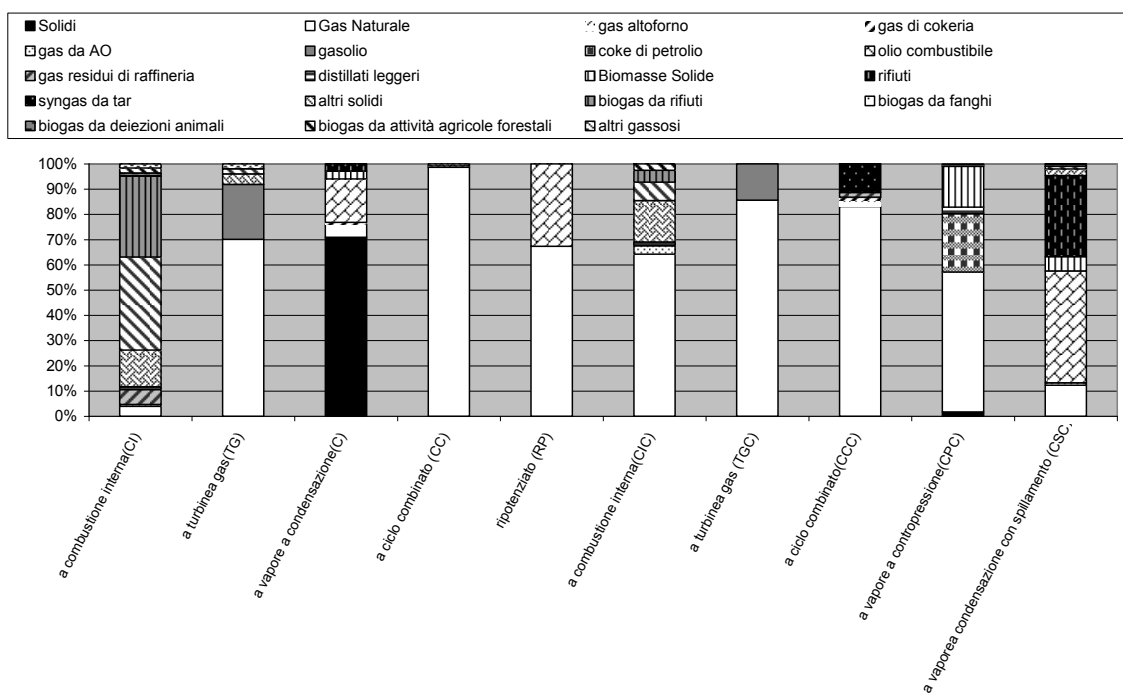


Figura 1: Allocazione della produzione lorda in base alle tecnologie e combustibili

Nota quindi la ripartizione della produzione per tecnologia e combustibili è stato modellato il sistema di produzione termoelettrico attraverso il software TEAM. Il sistema termoelettrico è stato quindi diviso tra centrali a produzione di sola energia elettrica e centrali in cogenerazione, ovvero che producono energia elettrica e calore.

Ciascuno dei due sottosistemi è stato poi suddiviso in funzione delle tipologie di combustibili utilizzati, come si vede in Figura 2 per il sottosistema solo elettricità (la produzione da biomasse è all'interno di altri solidi ed altri gassosi).

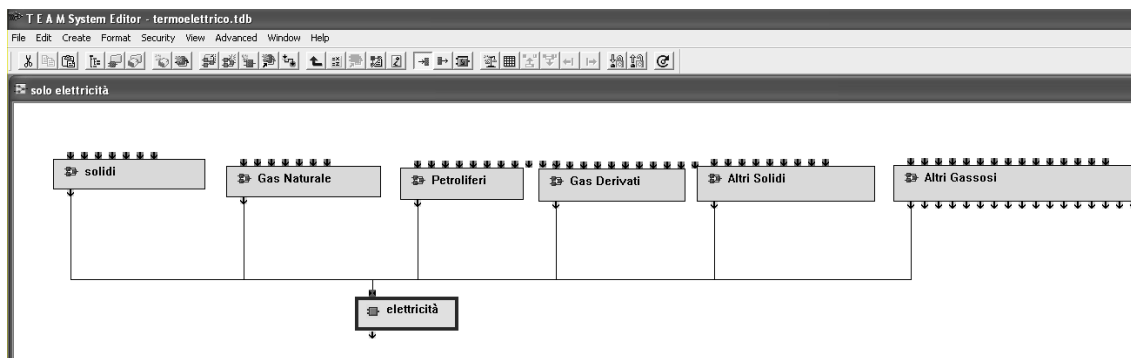


Figura 2: Modellazione nel Software TEAM della ripartizione tra tipologie di combustibile per gli impianti a produzione di sola energia elettrica

All'interno poi delle singole tipologie di combustibile, sono stati modellate le singole tecnologie e le singole fasi di produzione, includendo quindi l'approvvigionamento dei combustibili (*upstream*) la costruzione degli impianti e la produzione dell'energia elettrica. Si veda ad esempio in Figura 3 la modellazione per gli impianti a sola produzione di energia elettrica da gas naturale. Una volta modellato il sistema termoelettrico come illustrato, occorre inserire in ciascun modulo i dati dei relativi inventari, ovvero i flussi fisici in ingresso ed uscita per ciascuno di essi. Il reperimento di queste informazioni è illustrata nel paragrafo seguente.

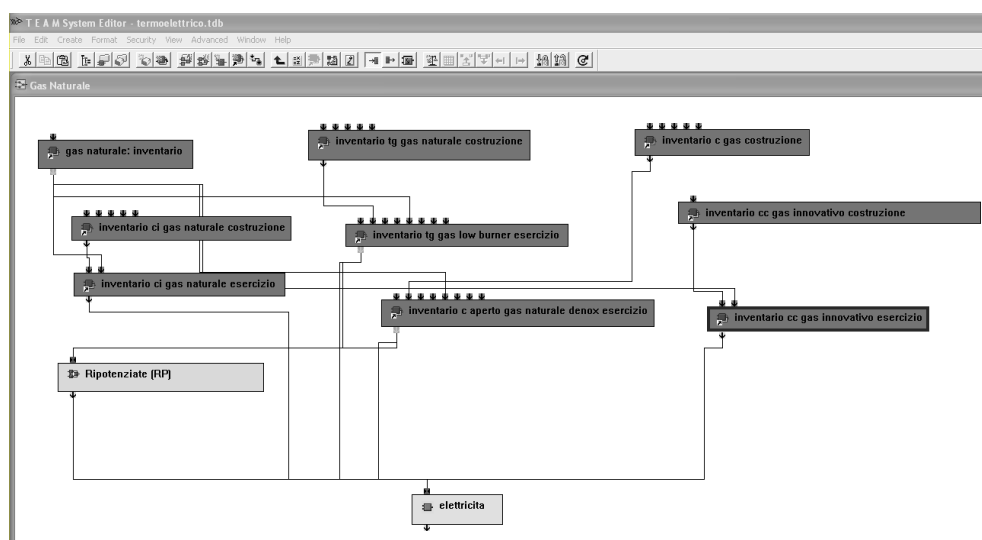


Figura 3: Modellazione nel Software TEAM della ripartizione tra tipologie di combustibile per gli impianti a produzione di sola energia elettrica da gas naturale

2.2. Le fonti dei dati per la redazione degli inventari

Nel caso della filiera dell'energia elettrica, data la sua presenza diffusa all'interno di molte filiere produttive, risulta notevole la disponibilità di dati. Tali dati riguardano da un lato singoli processi produttivi, ad esempio elettricità da centrali tradizionali a carbone (Spath e Mann, 2000) da centrali a ciclo combinato a gas (Spath e Mann,

1999) da centrali con gassificazione della biomassa (Spath e Mann, 1997) o, più recentemente, da impianti di piccola taglia come ad esempio nel caso del micro-eolico (Ardente et al., 2010) o del solare (Piemonte et al., 2011). Dall'altro lato dati relativi ai mix energetici nazionali, ad esempio: l'elettricità prodotta secondo il mix energetico cinese (Di et al., 2007) statunitense (Kim e Dale E., 2005) o come presente nei principali database per diversi stati (Frischnech et al., 2007). Ciò che è più difficile reperire è l'incrocio di queste due variabili, ovvero dati relativi alla singola tecnologia ed alla singola realtà territoriale, in questo caso l'Italia. Ed è proprio questo il tipo di dato necessario per una corretta LCA del termoelettrico Italiano, modulabile anche in base all'anno di riferimento. A tal fine, In questo studio sono state utilizzate prevalentemente 4 basi informative.

- SESAMO: è un database (Caizzi et al., 2003) sviluppato per un sistema esperto basato su LCA (Caizzi et al., 2002) che contiene l'inventario di buona parte delle tecnologie di generazione elettrica in funzione nell'anno 2000 più alcune tecnologie considerate promettenti (ad esempio fuel cell). La parte del database di interesse è stata modificata, integrata ed aggiornata utilizzando le altre fonti informative elencate di seguito. Inoltre, per quanto riguarda l'efficienza degli impianti e la proporzione di energia elettrica e calore prodotto dagli impianti in cogenerazione, sono stati utilizzati i dati TERNA (TERNA, 2009).
- Database EMAS: database relativo agli impianti di produzione di energia elettrica registrati EMAS che quindi pubblicano una dichiarazione ambientale. Il database è stato realizzato nell'ambito della ricerca di sistema (Girardi P., 2011), cui si rimanda per dettagli. Attraverso questi dati è possibile ricostruire un dato che ricalca le peculiarità della produzione italiana in modo migliore che l'utilizzo di un database internazionale. Il database contiene i dati di 62 impianti, per quasi la metà costituita da centrali ENEL ed EDISON. Più della metà dei dati derivano da centrali a gas naturale e quasi un terzo da centrali policombustibile. Per le emissioni dei termovalorizzatori è stato possibile utilizzare dati provenienti dai termovalorizzatori HERA registrati EMAS, mentre i dati relativi agli impianti di gassificazione e combustione in ciclo combinato degli scarti di raffineria, derivano dalla dichiarazione ambientale della Saras di Sarroch (Cagliari).
- Ecoinvent⁷: tale database costituisce il più completo, conosciuto ed utilizzato database di LCA. Il database contiene moduli relativi alla realtà Europea. In particolare, questo database è stato utile per completare le fasi di costruzione ed approvvigionamento delle fonti energetiche (upstream) soprattutto delle bioenergie (Dones et al., 2007) poco rappresentate in SESAMO in quanto ancora poco diffuse nel 2000.
- ELCD⁸: esso rappresenta il database della commissione europea sulla LCA e contiene moduli inerenti le filiere energetiche, rilevanti in particolare per le fasi di approvvigionamento (upstream) del combustibile per le fonti fossili.

⁷ www.ecoinvent.org

⁸ <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>

Infine, per quanto riguarda le emissioni atmosferiche, ed in particolare NO_x, SO_x e PM₁₀, nel caso i dati non fossero reperibili tramite il database EMAS o le altre fonti citate non riportassero dati relativi alla situazione attuale Italiana sono stati utilizzati fattori emissivi di letteratura (EMEP/EEA, 2009; IPCC, 2006; ISPRA, 2011; Berdowsky et al., 2001) o dalla media delle centrali elettriche obbligate alla dichiarazione delle emissioni in base alla direttiva LCP (2001/80/EC) relative all'anno 2009.

3. Analisi dei risultati

Sulla base di queste informazioni è stato valutato l'impatto ambientale del ciclo di vita della generazione termoelettrica. Facendo riferimento essenzialmente a categorie di impatto legate alle emissioni atmosferiche, per le quali si ritiene che i dati siano più affidabili, si sono valutati i contributi a: acidificazione atmosferica (metodo CML), effetto serra (metodo IPCC), riduzione dello strato di ozono (metodo CML), formazione di ossidanti fotochimici (metodo CML), tossicità umana (metodo USES). I risultati sono riassunti nei grafici seguenti e si riferiscono ad un kWh fornito (unità funzionale), quindi non di energia lorda prodotta, ma di energia netta incluse le perdite di trasmissione e distribuzione

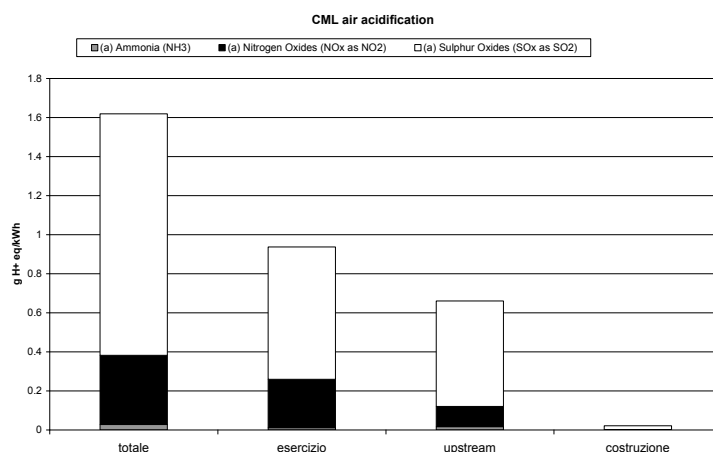


Figura 4: Contributo delle singole fasi del ciclo di vita dell'energia elettrica alla categoria di impatto "acidificazione atmosferica"

Per quanto riguarda il contributo all'acidificazione atmosferica, si nota come la parte più consistente sia legata alle emissioni di anidride solforosa, nonostante il tenore di zolfo dei combustibili ed i limiti alle emissioni siano in continuo calo. Si noti che mentre la fase di costruzione delle centrali ha un ruolo trascurabile, la fase di approvvigionamento (upstream) dei combustibili conta quasi come la fase di produzione dell'energia.

Evidentemente giocano un ruolo importante normative ambientali meno restrittive nei paesi di origine delle fonti fossili. Per quanto riguarda l'effetto serra, la quasi totalità del contributo è legato alla CO₂ emessa in fase di produzione dell'energia. Si noti tuttavia un ruolo non trascurabile, per la fase di approvvigionamento dei combustibili (upstream), del metano proveniente dalla produzione e dal trasporto del gas naturale.

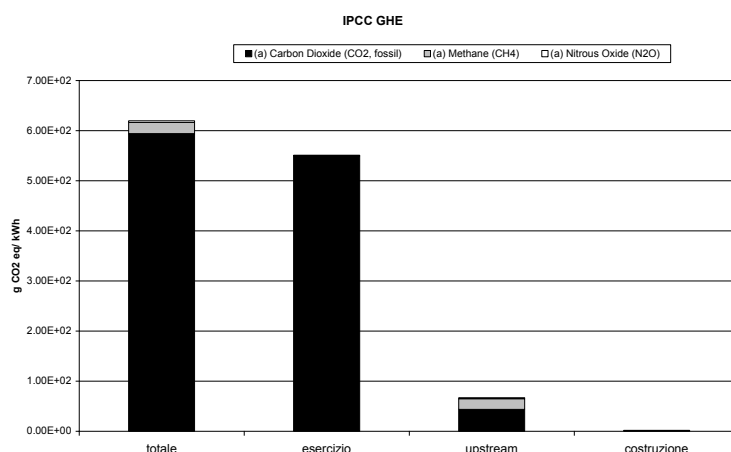


Figura 5: Contributo delle singole fasi del ciclo di vita dell'energia elettrica alla categoria di impatto "effetto serra"

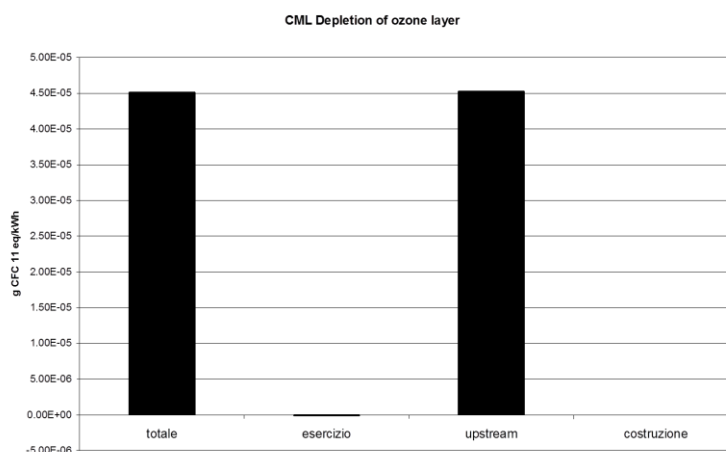


Figura 6: Contributo delle singole fasi del ciclo di vita alla categoria di impatto "riduzione dello strato di ozono"

Il contributo alla riduzione della fascia di ozono stratosferico è per lo più legata alla fase di approvvigionamento dei combustibili (upstream). Questo risultato è in linea con la prassi di non considerare questa categoria di impatto come prioritaria per la valutazione del settore elettrico. Anche per quanto riguarda la formazione di smog fotochimico la fase di approvvigionamento dei combustibili (upstream) riveste un ruolo importante, come da aspettarsi visto che le emissioni che contribuiscono a questa fase sono legate essenzialmente ad idrocarburi incombusti.

Tuttavia, è bene sottolineare che parte di queste emissioni avvengono in luoghi remoti rispetto all'Italia, e che quindi difficilmente possono avere influenza sui fenomeni di inquinamento estivo per la cui formazione occorrono altri inquinanti e particolari condizioni meteorologiche.

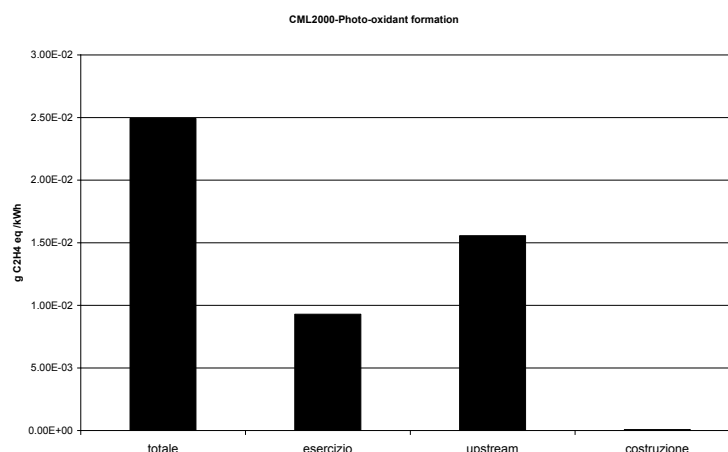


Figura 7: Contributo delle singole fasi del ciclo di vita dell'energia elettrica alla categoria di impatto "formazione di ossidanti fotochimici"

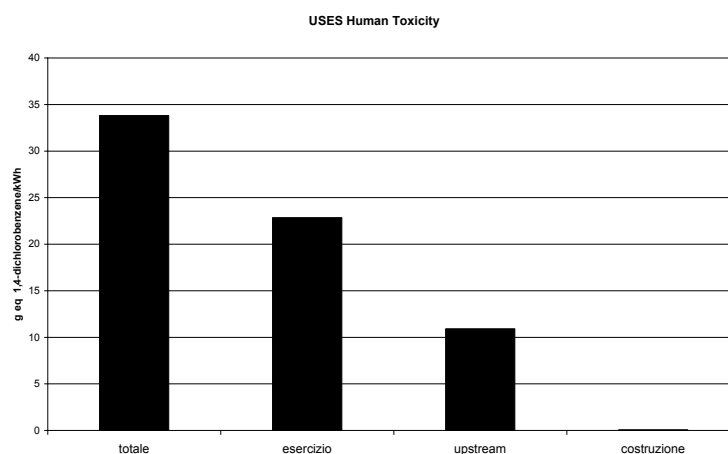


Figura 8: Contributo delle singole fasi del ciclo di vita dell'energia elettrica alla categoria di impatto "USES Human Toxicity"

Nel caso della "tossicità umana" l'impatto potenziale è dovuto per i due terzi alla fase di esercizio degli impianti e per il resto alla fase di upstream. Le sole emissioni di Nickel e Toluene incidono per quasi l'80% del totale. In questo caso non valgono le considerazioni fatte per la formazione di ossidanti fotochimici in quanto questi inquinanti costituiscono un pericolo in sé, non legato a reazioni chimiche che possono coinvolgerli in seguito.

4. Conclusioni

Come visto nel paragrafo precedente e riassunto in Figura 9 per la maggior parte della categorie di impatto, la fase predominante è quella di generazione elettrica, ma in alcuni casi anche l'approvvigionamento dei combustibili (l'upstream) riveste un ruolo importante. La fase di costruzione degli impianti, invece, è sempre trascurabile. Il motivo risiede nel fatto che gli impatti relativi alla costruzione degli impianti termoelettrici, sebbene potenzialmente rilevanti nel periodo del cantiere, vengono spalmati su una vita degli impianti di circa 40 anni e su una produzione energetica molto elevata.

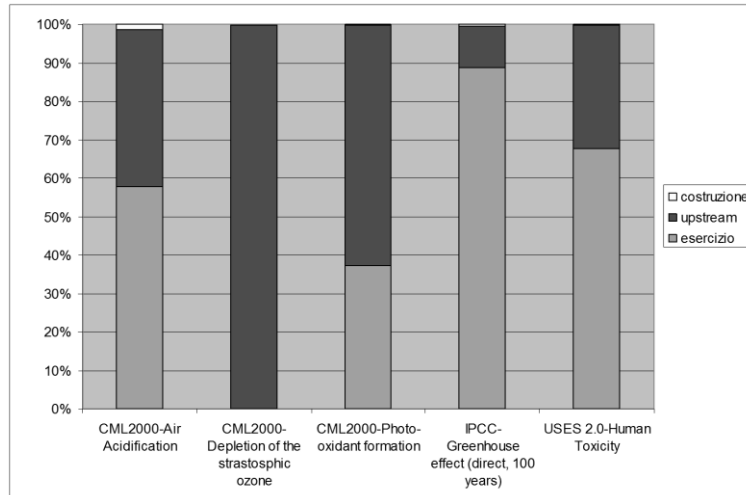


Figura 9: Contributo percentuale delle singole fasi del ciclo di vita dell'energia elettrica alle categorie di impatto selezionate

I risultati ottenuti costituiscono una base importante per tutti gli studi di LCA riferiti alla realtà italiana, le cui filiere vedono coinvolta l'energia termoelettrica. Ad esempio sono stati già utilizzati da RSE per il monitoraggio ambientale del piano di azione nazionale per le energie rinnovabili e per valutare gli effetti della diffusione di veicoli elettrici.

5. Bibliografia

Ardente F., Cellura M., Ciulla G., Longo S., Mistretta (2010) "Analisi del ciclo di vita del microeolico: un caso studio in Sicilia", Convegno nazionale rete Italiana LCA, Padova 2010.

Berdowsky J., Visschedijk A., Creemers E., Pulles T., TNO-MEP, NL, (2001). "Emission factors for particulate matter" CEPMEIP 2001.

Caizzi A., Girardi P. Brambilla C.(2003) "Sistema di supporto alle decisioni sesamo: la base dati LCA-IL sistema elettrico ed i suoi fattori di pressione", <http://www.rse-web.it/progetti/progetto/documento/96/194467?objId=96&docIdType=1&typeDesc=Rapporto&resultList=yes>

Caizzi A., Catenacci G., Girardi P. (2002) "LCA - based Decision Support System for sustainable electric power supply system. ", 12° meeting SETAC, Vienna 2002.

Di, X., Nie, Z., Yuan, B., & Zuo, T. (2007). Life cycle inventory for electricity generation in China. The International Journal of Life Cycle Assessment, 12(4), 217-224.

Dones R., Bauer C., Bollinger R., Burger B., Heck T., Roder H., Faist-Emmenegger M., Frischnecht R., Jungluth N., Tuchsmid M, (2007) "Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for current system in Switzerland and other UCTE countries" Ecoinvent Report n°5.

EMEP/EEA Atmospheric emission inventory guidebook 2009.

Frischnecht R. Tuchsmid M, Faist-Emmenegger M., Bauer C. Dones R.(2007) "Strommix und stromnetz" Ecoinvent Reports.

Girardi P. (2010) "LCA del veicolo ibrido plug-in : il punto sulla ricerca", convegno nazionale delle rete italiana LCA, Padova 2010.

Girardi P. (2011). "Ibridi plug-in e veicoli elettrici: vantaggi e svantaggi secondo un approccio LCA" RDS, rapporto RSE 11001143
<http://www.rse-web.it/progetti/progetto/documento/459/314270?objId=459&docIdType=1&typeDesc=Rapporto>

GSE (2010) "Rapporto Statistico 2010, Impianti a fonti rinnovabili" www.gse.it

IPPC 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

ISPRA 2011 "Produzione termoelettrica ed emissioni di CO₂".

Kim, S., Dale, B. E. (2005). "LCA Case Studies Life Cycle Inventory Information of the United States Electricity System". International Journal, 10(4), 294 - 304.

Ministero Dello Sviluppo Economico 2009 "Bilancio Energetico Nazionale 2009" Dipartimento per l'Energia, Direzione generale per la sicurezza dell'approvvigionamento e le infrastrutture energetiche, divisione VII – statistiche ed analisi energetiche e minerarie, Roma 2009.

Piemonte, V., Falco, M. D., Tarquini, P., & Giaconia, A. (2011)" Life Cycle Assessment of a High Temperature Molten Salt Concentrated Solar Power Plant" Solar Energy, 85(5), 1101-1108.

Spath P. L., Mann M. K., 1997. Life Cycle Assessment of a Biomass Gasification Combined-Cycle System. NREL/ <http://www.doe.gov/bridge>

Spath P. L., Mann M. K., Kerr D. R., 1999. Life Cycle Assessment of Coal-fired Power Production, NREL/TP-570-251219. <http://www.doe.gov/bridge>

Spath P. L., Mann M. K., 2000. Life Cycle Assessment of a Natural Gas Combined-Cycle Power Generation System. NREL/TP-570-27715. <http://www.doe.gov/bridge>

TERNA 2009 "Dati statistici sull'energia elettrica in Italia – 2009" www.terna.it, Roma 2009.

Analisi LCA comparativa dei processi di macinazione di impasti ceramici per grès porcellanato prodotto in Egitto

Martina Pini¹, Anna Maria Ferrari, Rita Gamberini, Mario Iannotti, Bianca Rimini

Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria,
Via Amendola, 2 – 42100 Reggio Emilia

¹ En&Tech – Laboratorio di Ricerca Industriale, Via Amendola, 2 – Reggio Emilia
martina.pini@unimore.it

Abstract

L'obiettivo dello studio è la valutazione comparativa del danno ambientale dovuto al ciclo di vita dei processi di macinazione a secco e a umido di impasti ceramici per la produzione del grès porcellanato prodotto in Egitto. L'analisi ha evidenziato come la tecnologia di macinazione a secco comporti una riduzione del danno ambientale del 25% rispetto alla macinazione a umido principalmente a causa dell'utilizzo del deflocculante.

1. Introduzione

Le rapide trasformazioni che negli ultimi anni hanno investito la competizione mondiale nel mercato ceramico hanno posto le imprese italiane di fronte a problemi complessi di interpretazione delle prospettive di sviluppo e hanno richiesto una riflessione sui punti di forza e debolezza e sulle risorse chiave necessarie per aumentare la propria forza competitiva. L'analisi delle dinamiche evolutive dei distretti industriali ha individuato nell'internazionalizzazione produttiva e nelle azioni di sostenibilità ambientale i motori di una nuova capacità di crescita (Bursi, 2006).

L'interesse verso le politiche ambientali del distretto ceramico di Sassuolo localizzato nelle province di Modena e Reggio Emilia ha consentito l'individuazione di tecnologie in grado di migliorare la condizione ambientale e l'applicazione di politiche specifiche mirate alla riduzione del carico ambientale. In particolare, grazie alle innovazioni introdotte per favorire il risparmio energetico, il settore, in accordo con il Protocollo di Kyoto, ha ridotto le emissioni di gas a effetto serra stabilizzandole ai livelli del 1980, quando la produzione era la metà di quella attuale. Parallelamente il sistema distrettuale ha accentuato una strategia produttiva di tipo multilocalizzato trasferendo ai paesi emergenti scelte produttive e tecnologiche consolidate all'interno del distretto ceramico. La scarsa propensione all'innovazione di prodotto che caratterizza i paesi emergenti si presenta anche con riferimento all'innovazione di processo. Ciò si traduce unicamente in un trasferimento di know-how tecnologico, "conoscenze applicative" e soluzioni impiantistiche sperimentate e consolidate per la realizzazione di prodotti di "medio" livello qualitativo destinati al consumo dei mercati di insediamento (Corradini, 2008).

Lo studio ha avuto come oggetto l'analisi LCA (European Commission, 2010) comparativa dei processi di macinazione a secco e a umido di impasti ceramici per la produzione del grès porcellanato in Egitto allo scopo di supportare le scelte progettuali di realizzazione di un impianto in un paese le cui disponibilità di risorse sono notevolmente maggiori rispetto al contesto italiano.

Tra le piastrelle ceramiche, il grès porcellanato è il prodotto sul quale si sono maggiormente concentrati gli investimenti dell'industria ceramica nel corso degli ultimi anni (Nicoletti, 2002). Ciò ha interessato soprattutto gli impianti produttivi, creati ex novo o convertiti dalle produzioni in monocottura a pasta bianca, ma anche e soprattutto la composizione degli impasti, caratterizzati dall'impiego di materie prime sempre più bianche e di maggiore qualità. La macinazione delle materie prime componenti l'impasto ceramico può essere eseguita per via secca o con tecnologia ad umido. La macinazione ad umido viene scelta per una riduzione granulometrica molto spinta dei materiali componenti le miscele e per una migliore omogeneizzazione, mentre la tecnologia di macinazione a secco può essere utilizzata quando si dispone di materie prime molto omogenee sotto il profilo morfologico e della durezza.

2. Materiali e Metodi

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo dello studio è quello di supportare i processi decisionali per la realizzazione di un impianto di macinazione che tenga conto dei fattori produttivi del sistema egiziano.

L'analisi è stata condotta utilizzando come strumento operativo il codice di calcolo SimaPro 7.2.3 sviluppato dalla Prè (Product Ecology Consultants, NL) e facendo la valutazione dell'impatto ambientale con il metodo Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003). L'unità funzionale è 1 tonnellata di impasto macinato. Sono stati stabiliti i confini del sistema da studiare secondo un approccio "dalla culla al cancello". All'interno di tali confini sono state considerate le strutture e i macchinari utilizzati per l'estrazione delle materie prime, i trasporti e il processo produttivo. L'utilizzo di macchinari e infrastrutture, e quindi il consumo di materie prime ed energia e le emissioni di inquinanti associate alla loro produzione, mantenimento e fine vita sono state incluse nel presente studio.

2.2. Analisi di inventario

Il diagramma di flusso dei processi di macinazione a secco e a umido sono riportati in Figura 1 e 2. L'analisi di inventario è stata condotta utilizzando dati primari e secondari. I dati relativi alle materie prime costituenti l'impasto, agli impianti, ai consumi di energia, agli scarti di processo e alle emissioni in aria sono stati forniti direttamente da aziende del distretto ceramico di Sassuolo. Gli altri dati sono stati ricavati da analisi della letteratura oppure ottenute dal database EcoInvent (Life Cycle Inventories, 2009).

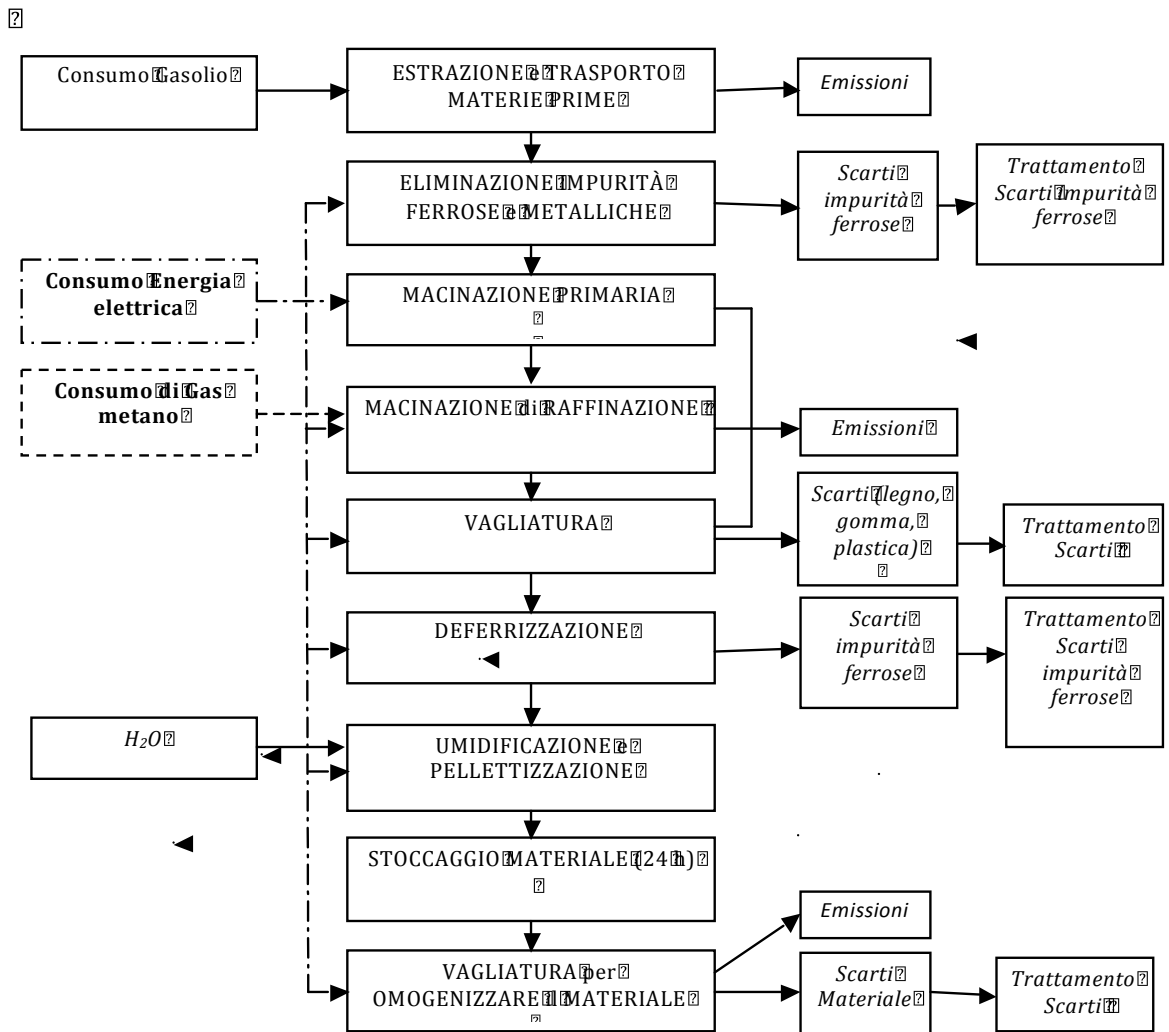


Figura 1: Flow chart del processo di macinazione a secco

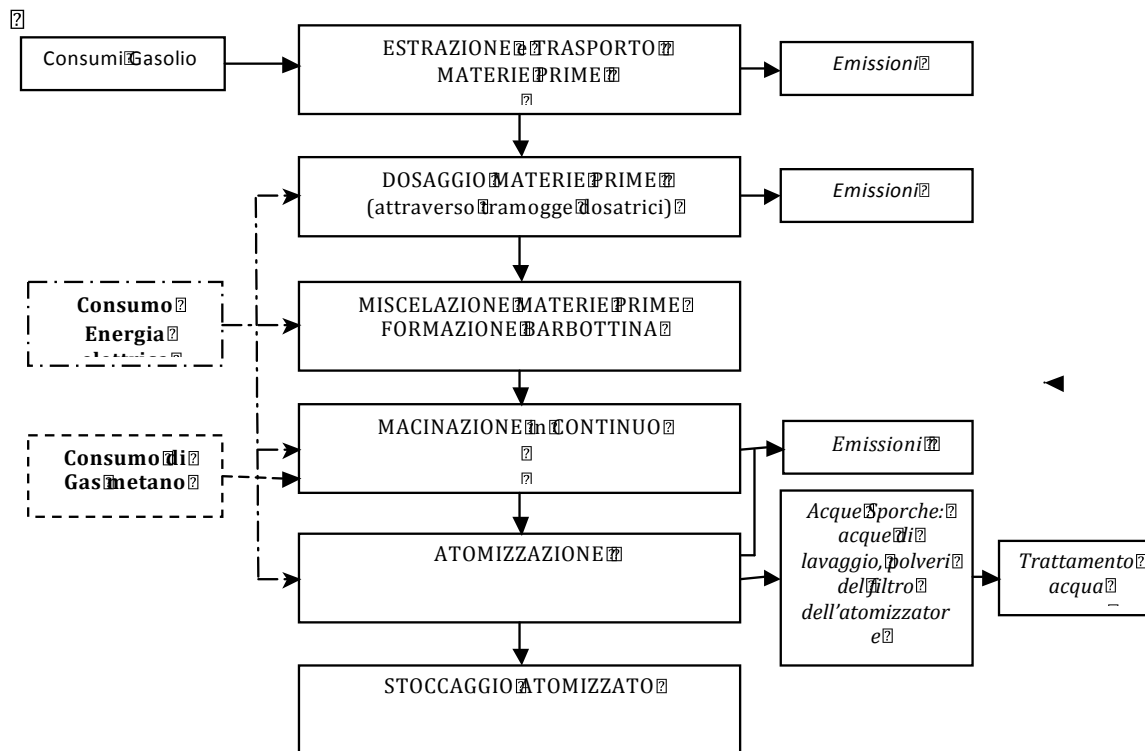


Figura 2: Flow chart del processo di macinazione a umido

I dati relativi alla composizione tipica degli impasti per la produzione di grès porcelanato e alla loro provenienza sono riportati in Tabella 1.

Materie prime (peso%)	Macinazione a secco	Macinazione a umido
Caolino (Egitto)	9	9
Argilla (Ucraina)	40	40
Feldspato (Egitto)	45	45
Sabbia, SiO ₂ (Egitto)	6	6
Deflocculante (g/kg - Italia)	-	3

Tabella 1: Composizione degli impasti per tecnologie di macinazione a secco e a umido

Nel caso della macinazione a secco la percentuale di umidità delle materie prime (15%) deve essere portata al 3% prima di effettuare la macinazione. Nei paesi caldi questa operazione avviene naturalmente all'aria in apposite aie. Nella tecnologia a umido, invece, alle materie prime viene addizionata una quantità di acqua fino a raggiungere un tenore di umidità del 35%.

2.3. Valutazione di impatto ambientale

La valutazione del danno ambientale è stata effettuata utilizzando il metodo IMPACT 2002+ opportunamente modificato per garantire una maggiore rappresentatività del sistema studiato. In particolare è stata aggiunta l'acqua nella categoria Minerali, si è introdotto il Particolato (>10µm), l'argento nella categoria Risorse e nell'utilizzo del territorio è stata aggiunta la fase di trasformazione.

Dall'analisi dei risultati consegue che il processo di macinazione a secco, rispetto ad una tecnologia a umido, genera una rilevante diminuzione del danno per ciascuna delle categorie di impatto ambientale ad eccezione delle categorie *Terrestrial ecotoxicity* e *Mineral extraction* (Figura 3).

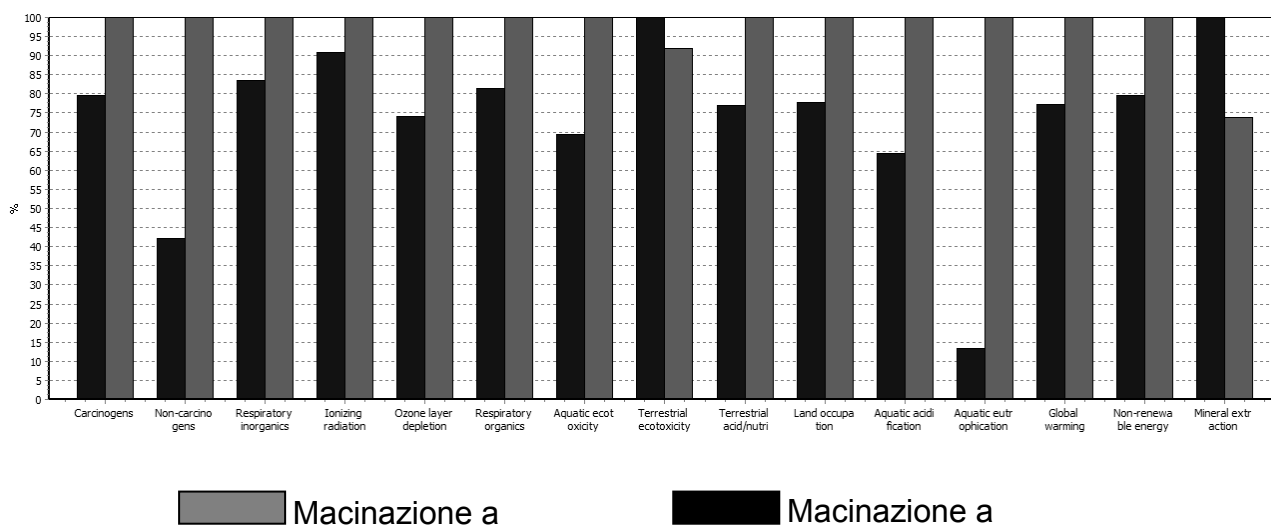


Figura 3: Confronto degli impatti ambientali tra la tecnologia di macinazione a secco e a umido

L'entità di questi impatti e la loro differenza è riportata in Tabella 2. Le percentuali di riduzione sono considerevoli per tutti gli indicatori di impatto ambientale. Fra questi i risultati più significativi riguardano le categorie di impatto *Eutrophication potential*, *Non-carcinogens* e *Aquatic acidification*. Il danno in *Eutrophication potential* è dovuto all'emissione di fosfati in acqua a causa della presenza del deflocculante nel solo processo di macinazione a umido. Nella categoria *Non-carcinogens* il danno è dovuto al rilascio in acqua di arsenico determinato dal processo di conferimento in discarica del residuo di purificazione di H_3PO_4 che viene utilizzato nella fabbricazione del deflocculante contenente fosfato di sodio.

CATEGORIA DI IMPATTO	UNITÀ DI MISURA	MACINAZIONE A SECCO	MACINAZIONE A UMIDO	Δ DI IMPATTO %
Non-renewable energy	MJ primary	1022.84	1286.14	-25.74
Carcinogens	kg C ₂ H ₃ Cl _(eq)	0.57	0.71	-25.55
Non-carcinogens	kg C ₂ H ₃ Cl _(eq)	0.57	1.35	-136.83
Respiratory inorganics	kg PM _{2.5} (eq)	0.07	0.08	-19.69
Respiratory organics	kg C ₂ H ₄ (eq)	0.01	0.02	-22.94
Mineral extraction	MJ surplus	9.96	7.35	+26.25
Ionizing radiation	Bq C-14 _(eq)	1396.94	1539.96	-10.24
Ozone layer depletion	kg CFC-11 _(eq)	5.83E-6	7.86E-6	-34.90
Aquatic ecotoxicity	kg TEG _{water}	6150.62	8867.39	-44.17
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG _{soil}	1014.38	931.72	+8.15%
Terrestrial acid/nutri	kg SO ₂ (eq)	0.93	1.20	-29.80
Land occupation	m ² org'arable	1.51	1.93	-28.46
Aquatic acidification	kg SO ₂ (eq)	0.23	0.36	-55.17
Eutrophication potential	kg PO ₄ _(eq)	7.22E-3	5.40E-2	-647.87
Global warming	kg CO ₂ _(eq)	61.54	79.71	-29.52

Tabella 2: Confronto delle tecnologie di macinazione a secco e a umido

Nella categoria di impatto *Aquatic acidification* il danno è dovuto alle emissioni in aria di SO₂ dovuto al processo di produzione del deflocculante. La tecnologia di macinazione a secco presenta un aumento del danno nelle sole categorie di impatto *Terrestrial ecotoxicity* e *Mineral extraction* dovute alla produzione degli impianti utilizzati nel processo stesso. Il danno ambientale prodotto dal ciclo di vita del processo di macinazione a secco (2.11E-2Pt) è inferiore rispetto a quello a umido (2.64E-2Pt) del 25% (Figura 4). Il danno in Global warming si riduce del 29.52% principalmente a causa delle emissioni in aria di CO₂ di origine fossile generate dal processo di produzione del gas metano impiegato nell'atomizzazione.

3. Conclusioni

L'analisi LCA ha mostrato che il processo di macinazione a secco comporta una riduzione del danno ambientale rispetto alla tecnologia a umido del 25%. Il processo che determina un aumento del danno nell'utilizzo della tecnologia di macinazione a umido rispetto alla macinazione a secco è l'utilizzo del deflocculante.

Sulla base dei risultati dello studio è possibile osservare come l'adozione di una tecnologia di macinazione a secco garantisca una notevole riduzione dell'impatto ambientale in particolare in Egitto dove le materie prime hanno il vantaggio di poter essere essiccate naturalmente in apposite aie evitando così il consumo di energia causato dal processo di essiccamento necessario per la preparazione dell'impasto.

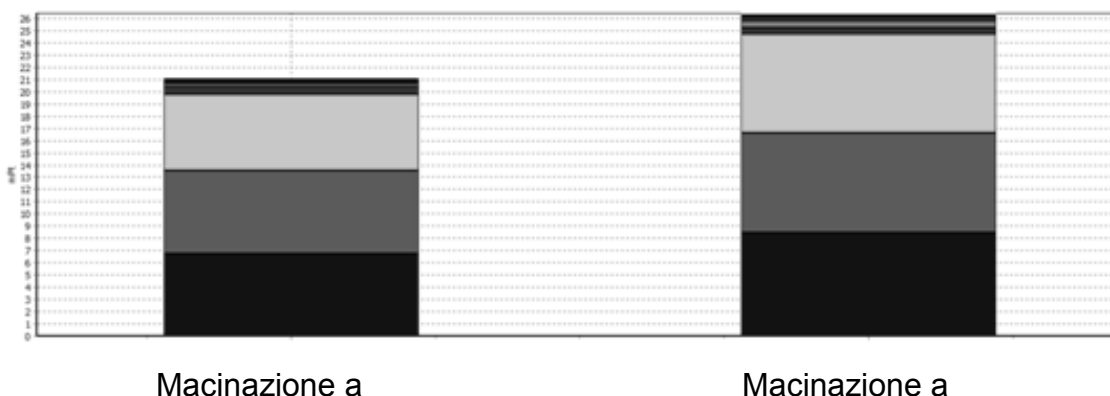


Figura 4: Confronto dell'impatto ambientale complessivo tra la tecnologia di macinazione a secco e a umido

4. Ringraziamenti

Gli autori ringraziano le aziende Manfredini & Schianchi e Sacmi Imola S.C., per avere contribuito alla raccolta dei dati di inventario.

5. Bibliografia

Bursi T, Marchi G, Nardin G (2006) Il sistema ceramico di fronte alla globalizzazione: strategie di impresa e strategie di sistema. Report Dipartimento di Economia Aziendale dell'Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia.

Corradini D, Ferrari A M, Settembre D (2008) Environmental sustainability based on the Life Cycle Assessment (LCA). *Ceramic World Review* 77: 110-113.

Corradini D, Ferrari A M, Settembre D (2008) Life Cycle Assessment (LCA) for glazed porcelain tiles. *Ceramic World Review* 78: 166-170.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

Jolliet O, Margni M, Charles R et al. (2003) IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6): 324-330

Life Cycle Inventories (2009) Ecoinvent Database. Version 2.0. December 2010. <http://www.ecoinvent.ch/>

Nicoletti G M, Notarnicola B, Tassielli G (2002) Comparative Life Cycle Assessment of flooring materials: ceramic versus marble tiles. *Journal of Cleaner Production* 10: 283-296.

La formazione dell'inventario per l'LCA nei confronti fra processi produttivi agricoli nella clementinicoltura in Calabria⁹

Maria Pirilli, Giacomo Falcone, Alfio Strano

Università Mediterranea di Reggio Calabria, Facoltà di Agraria, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agro-Forestali ed Ambientali (DiSTAfA).

giacomo.falcone@unirc.it

Abstract

L'articolo analizza, dal punto di vista ambientale ed economico, i processi produttivi agricoli della clementinicoltura in Calabria. In esso è stato descritto il percorso seguito per la rilevazione dei dati aziendali e per la formazione dell'inventario (LCI), indispensabile per le elaborazioni del Life Cycle Assessment (LCA). Le rilevazioni hanno riguardato un gruppo di 50 aziende, rappresentative dei tre principali areali produttivi regionali e delle tre tipologie colturali prevalenti (convenzionale, biologico e integrato). Per i nove scenari, vengono riportati i risultati ambientali elaborati ad ettaro ed a tonnellata di prodotto, successivamente analizzati attraverso il confronto fra le graduatorie di performance congiuntamente ai risultati economici.

1. Introduzione

La sostenibilità economica ed ambientale dei sistemi produttivi agricoli rappresenta una tematica di grande attualità, legata alla necessità di soddisfare al contempo sia le esigenze dei consumatori, sempre più sensibili alle problematiche ambientali, sia quelle dei produttori, finalizzate al raggiungimento dell'efficienza economica. Anche il decisore pubblico si trova sempre più spesso a dover intervenire politicamente sulla base di scelte in grado di conciliare il più possibile i diversi aspetti della sostenibilità. A questo scopo può risultare utile l'utilizzo di specifiche metodologie di supporto alle decisioni per la gestione dei processi produttivi. Il Life Cycle Assessment (LCA) rappresenta un utile strumento per la valutazione degli impatti ambientali (Horne et al., 2009; Zamagni et al., 2008), e negli ultimi anni si è assistito ad un crescente interesse nei confronti delle applicazioni empiriche in campo agricolo ed agro-alimentare (Mila` i Canalis et al., 2006; Sanjuan et al., 2005). D'altra parte, le applicazioni che hanno per oggetto specifici processi produttivi agricoli presentano oggettive difficoltà per la formazione dell'inventario necessario per l'elaborazione LCA, mentre l'analisi dei risultati economici sono da sempre ampiamente trattati in letteratura.

Obiettivo dello studio è quello di presentare il percorso seguito per la costruzione di un inventario unico per l'analisi della sostenibilità economica ed ambientale di scenari produttivi della clementinicoltura in Calabria.

⁹ Il presente lavoro è frutto della piena collaborazione fra gli autori, tuttavia il paragrafo 1.1 è da attribuire a Maria Pirilli, il paragrafo 1.2 ad Alfio Strano ed il paragrafo 1.3 a Giacomo Falcone. L'introduzione e le conclusioni sono state redatte congiuntamente dagli autori.

Inoltre, attraverso le elaborazioni condotte, vengono messi a confronto i risultati economici ed ambientali (Notarnicola et al., 2009) dei diversi scenari individuati, mediante l'utilizzazione di graduatorie di performance.

Il percorso seguito ha consentito di omogeneizzare i dati direttamente rilevati in campo, e quindi riferiti a processi produttivi reali ed eterogenei, al fine di poterli utilizzare per un'analisi LCA. I dati tecnici ed economici relativi alle stesse aziende rilevate, sono stati precedentemente utilizzati da Gulisano et. Al (2012) per l'analisi dei costi e dei corrispondenti risultati economici¹⁰, mentre le analisi ambientali, sono state effettuate utilizzando il "Life Cycle Assessment – LCA" procedendo secondo quanto previsto dalle norme ISO 14040 (2006a e 2006b).

2. Caso studio

2.1. Analisi ambientale

La ricerca condotta è stata avviata effettuando un'attenta analisi delle fonti statistiche ufficiali e realizzando specifiche indagini dirette su tutto il territorio regionale, attraverso interviste rivolte ad interlocutori privilegiati (associazioni di produttori, associazioni di categoria e vari enti). È stato individuato il quadro di diffusione delle clementine in Calabria, riconducibile a tre areali principali (Figura 1): la piana di Sibari (CS), la piana di Gioia Tauro (RC) e la piana di Lamezia (CZ)

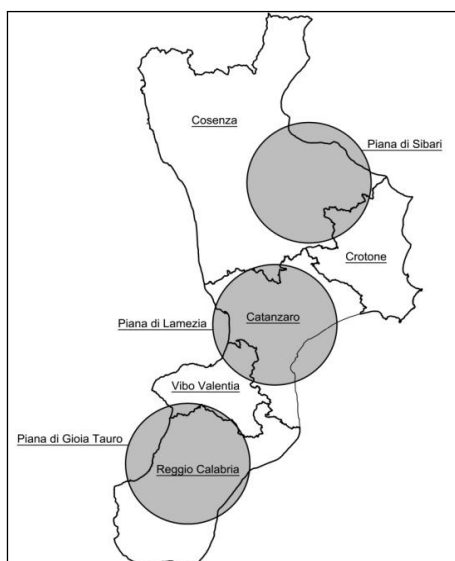


Figura 1: Areali oggetto di studio

L'analisi è proseguita individuando i sistemi produttivi adottati per la coltivazione, da cui è emerso che quelli attualmente praticati sono tre: il tradizionale, il biologico e l'integrato. Il passo successivo è stato quello di definire i limiti del sistema; a tal fine è stato scelto di condurre l'analisi "da cancello a cancello", in modo da prendere in considerazione solo il ciclo colturale del frutteto, in quanto, anche in una logica di LCC, progettazione, impianto e dismissione, risultano identiche per tutti gli scenari analizzati. La fase di produzione agricola, quindi, è quella che genera impatti diversi in funzione delle tecniche di coltivazione utilizzate. Successivamente si è passati alla determinazione dell'unità funzionale, utilizzando a tal fine l'ettaro di superficie

investita. In sede di elaborazione dei risultati si è proceduto anche ad effettuare le simulazioni per tonnellata di prodotto ottenuto. Questo ha consentito di analizzare il problema da due differenti punti di vista: quello del decisore pubblico, relativo alla stima dell'impatto ambientale ed economico su un'area determinata, in funzione della

¹⁰ La determinazione dei costi e dei ricavi è stata effettuata considerando i valori medi triennali (2008-2010) delle aziende rilevate. La Produzione Lorda Vendibile è stata calcolata applicando alla quantità media di prodotto realizzato i corrispondenti prezzi di vendita all'azienda. Il costo di produzione, riferito alla figura del puro imprenditore, è stato calcolato come somma delle remunerazioni dei fattori produttivi e delle reintegrazioni dei capitali impiegati.

tecnica di coltivazione adottata, con lo scopo di valutarne le ricadute a livello territoriale; quello del produttore, relativo alla stima della sostenibilità economica ed ambientale a livello aziendale relativa ai diversi scenari attenzionati.

Per la redazione dell'inventario (Life Cycle Inventory), sono stati utilizzati valori direttamente rilevati, mentre i dati relativi alle emissioni sono stati reperiti in letteratura. La principale problematica riscontrata nell'uso dei dati contenuti nei database e di quelli ricavati da fonti bibliografiche deriva dal fatto che non sono pienamente compatibili con la realtà analizzata. Tuttavia, l'utilizzo esclusivo di dati appartenenti alla stessa fonte, sebbene non consenta di superare la delocalizzazione, mantiene sistemico l'errore, quindi, non inficia la graduatoria dei risultati ottenuti per i diversi scenari.

Data la complessità del processo produttivo agricolo, amplificata dalla soggettività con cui lo stesso viene messo in atto nelle diverse aziende, si è resa necessaria una omogeneizzazione dei dati dell'inventario.

Il problema dei differenti apporti di fattori produttivi per singolo scenario è stato risolto eseguendo cinquanta rilevazioni aziendali, scartando le aziende fuori "range" ed effettuando delle medie ad ettaro. Per ogni singola azienda sono state fatte rilevazioni triennali (2008, 2009 e 2010) sia per compensare la stagionalità, cui si lega l'esigenza di specifici interventi in certi anni, dovute ad andamenti climatici particolari o a fisiopatie specifiche, sia per mediare la soggettività dei singoli agricoltori nell'individuare i quantitativi di fattori produttivi da utilizzare. I tre cicli produttivi esaminati hanno consentito di ridurre anche l'eventuale errore legato all'alternanza produttiva, nonché alle variabili (fattori climatici, biotici e abiotici) che possono influenzare la produttività dell'impianto. Allo scopo di abbattere ulteriormente i problemi dovuti alla variabilità produttiva indipendente dalle pratiche di coltivazione, si è scelto di eliminare la variabile legata all'età dell'impianto, analizzando esclusivamente impianti in piena maturità e conseguente stabilizzazione produttiva. Per ogni singola azienda rilevata sono stati, quindi, elaborati valori medi triennali a ettaro.

2.2. La formazione dell'inventario (LCI)

Per la rilevazione dei dati è stato realizzato uno specifico questionario allo scopo predisposto. I campi del questionario hanno compreso, oltre a quesiti generali sull'azienda, quantità e prezzi dei fattori impiegati, nonché delle produzioni ottenute, finalizzati per le elaborazioni dei risultati economici. Inoltre, sono stati analiticamente rilevati gli input e gli output per lo studio LCA.

Nello specifico, all'intervistato è stato chiesto di fornire i dati medi relativi ai tre cicli produttivi attenzionati, riguardanti: consumi di carburante per ogni singola operazione colturale; consumi idrici necessari per l'irrigazione; modalità di distribuzione dell'acqua e relativi consumi energetici per il prelievo dalla fonte e la distribuzione sul campo; quantità e tipologia di fertilizzanti utilizzati; epoca e modalità di distribuzione; impiego di prodotti fitoiatrici; numero di trattamenti; epoche e modalità di distribuzione; tipologie e modalità di smaltimento dei rifiuti prodotti. I dati rilevati, per essere facilmente utilizzati nell'analisi LCA, sono stati elaborati e raggruppati nelle macro categorie riportate in Tabella 1.

Elementi considerati	Unità di misura	Descrizione
Consumi di carburante	<i>l/ha/anno</i>	Sono stati considerati tutti i consumi di carburante relativi alle singole operazioni colturali
Consumi idrici	<i>m³/ha/anno</i>	Sono stati considerati tutti i consumi idrici relativi alle operazioni di irrigazione e di distribuzione dei prodotti fitoiatrici
Concimazioni	<i>kg/ha/anno</i>	Sono stati conteggiati gli apporti di fertilizzanti prendendo in considerazione i titoli dei singoli elementi nutritivi apportati; i concimi composti sono stati conteggiati considerando i singoli costituenti.
Trattamenti fitoiatrici	<i>kg/ha/anno</i>	Sono stati considerati i “principi attivi” distribuiti.
Energia elettrica	<i>kw/ha/anno</i>	È stata considerata tutta l’energia utilizzata durante il ciclo per lo svolgimento delle singole operazioni colturali.
Rifiuti	<i>kg/ha/anno</i>	Sono stati considerati tutti i rifiuti prodotti durante un ciclo colturale per quantità e tipologia, rilevando i diversi apporti di HDPE per cassette, buste e bottiglie.
Produzione	<i>t/ha/anno</i>	È stata considerata la produzione unitaria media ottenuta.

Tabella 1: Elementi dell’inventario

Sono stati quindi attenzionati i nove scenari, ottenuti dalle tre diverse tipologie produttive praticate e dai tre areali considerati, e all’interno di ognuno sono stati calcolati i dati medi relativi ad aziende omologhe, nell’ambito del gruppo delle cinquanta aziende rilevate (Figura 2) .

I dati dell’inventario sono stati elaborati mediante il software SimaPro 7.2, utilizzando il database Ecoinvent V.2.0. Per ogni singolo scenario si è utilizzato il metodo di analisi Ecoindicator 99 e sono state prese in considerazione le sommatorie dei singoli punteggi d’impatto, scegliendo nel presente lavoro di ridurre la parte di valutazione dell’impatto per dare maggiore spazio alla fase di confronto fra scenari.

Per l’analisi economica, sono stati utilizzati i risultati ottenuti da Gulisano et al. (2012), basati sulla trasformazione in valori monetari dei quantitativi riportati in Figura 2, ai quali sono stati aggiunti la remunerazione del lavoro, del capitale agrario e del capitale fondiario. I risultati economici medi per singolo scenario produttivo individuato, sono stati elaborati con riferimento all’unità di superficie (ha) e di prodotto (t).

PROVINCE	TECNICA DI COLTIVAZIONE	Azienda	Consumi di carburante						Consumi idrici	Concimazione			Trattamenti antiparassitari										Totale rifiuti						
			Fresatura	Epicatura	Frangizollatura	Trinciatura	Diserbo meccanico	Distribuzione concimi		Distribuzione fitofarmaci	N	P	K	Olio minerale	Glifosate	Clorpirifos	Ragno stop	Ossicloruro di rame	Ridomil	Confidor	Zolfo proteinato	Spintor fly	Masai	Zelig	Energia elettrica	Produzione	Cassette	Buste	Bottiglie
REGGIO CALABRIA	BIOLOGICO	1	57	143	71	57	29	43	5600	155	48	2				3								700	35	178	4,00	0,14	
		2	54	134	67	54	27	40	5100	149	51	2				3								600	33	176	3,00	0,14	
		3	57	143	71	57	29	43	5500	143	51	2				3								650	31	172	3,00	0,14	
	TRADIZIONALE	4	38	61	61	30	30	30	5500	260	130	130	5	2	1	6								800	40	224	3,00	0,70	
		5	40	64	64	32	32	32	5600	220	110	110	5	2	1	6								900	42	230	2,40	0,70	
		6	41	65	65	33	33	33	5400	238	130	130	6	8					6					800	43	240	2,80	0,50	
		7	38	61	61	30	30	30	5500	260	130	130	2						2						800	44	250	3,00	0,50
		8	42	68	68	34	34	34	5700	220	110	110	5	2	1	6									900	38	200	2,20	0,60
		9	38	61	61	30	30	30	5500	224	120	120	2	5	3	1	3	25							700	40	210	2,20	1,00
		10	38	61	61	30	30	30	5650	240	120	120	3	6	2	1	4	25							800	43	230	2,60	1,00
		11	46	73	73	36	36	36	5650	240	120	120	2	5	3	1	3	25							800	43	220	2,60	1,00
	INTEGRATO	12	42	68	68	34	34	34	6500	240	120	120	6	7					5					1100	47	260	4,50	1,20	
		13	41	66	66	33	33	33	6350	230	115	115	6	8					6					1000	43	220	4,20	1,60	
		14	41	66	66	33	33	33	6350	238	130	130	6	8					6					1000	45	250	4,30	1,60	
CATANZARO	BIOLOGICO	15	52	12	64	52	32	23	36	5700	115	39	39	3					11					1200	30	160	4,60	0,28	
		16	42	10	52	42	26	18	29	5400	120	36	36	4					11					1000	31	180	5,00	0,28	
		17	57	14	72	57	36	25	40	6000	110	42	42	4					10					1400	30	160	4,60	0,26	
	TRADIZIONALE	18		41		38		16	16	6000	192	192	272							1	1	2	650	40	208	3,60	0,28		
		19		37		35		14	14	6100	192	192	272							2	1	2	700	40	208	3,60	0,32		
	20		44		40		17	17	6200	180	180	255								1	1	2	900	38	195	3,20	0,28		
	INTEGRATO	21	44	53	71	36	33	33	5500	168	168	238	7	3										630	40	215	3,20	0,65	
		22	41	49	66	33	31	31	5800	192	192	272	5	3										800	43	230	3,80	0,50	
		23	36	43	57	28	26	26	5600	180	180	255	6	3										670	40	215	3,60	0,65	
	COSENZA	BIOLOGICO	24	46	115	57	46	29	23	34	6700	108	30	30	3					10					1100	35	187	4,20	0,21
25			51	126	63	51	32	25	38	6500	104	30	30	3					10					1000	34	174	4,32	0,21	
26			55	137	69	55	34	27	41	6700	112	30	30	3					11					1100	35	187	4,40	0,36	
27			38	50				16	16	5400	228	110	110	6	8	1							2	800	42	230	3,80	1,80	
28		45	58				19	19	5400	223	110	110	6	8	1							2	800	43	260	3,80	1,80		
29		35	46				15	15	5500	224	120	120	6	8				6						850	46	280	3,70	2,00	
30		41	54				17	17	5800	216	110	110		3	4				1					1000	40	200	3,60	0,80	
31		38	50				16	16	5600	248	130	130			4								2	900	38	200	4,00	0,70	
32		41	54				17	17	5500	240	100	100								1	1	2	850	43	260	3,90	0,50		
33		41	54				17	17	5600	268	120	120								1	1	2	850	40	200	4,20	0,50		
34		38	50				16	16	5700	232	115	115	6	8				6						900	41	220	3,90	2,00	
35		35	46				15	15	5500	228	110	110	6	8				6						700	42	230	3,75	2,00	
36		38	50				16	16	5600	240	120	120	5	8				6						900	45	275	3,90	1,80	
37		45	58				19	19	5400	216	115	115	6	8				5						800	40	200	3,60	2,00	
38		35	46				15	15	5800	236	125	125	6	7				6						1000	41	220	3,80	2,00	
INTEGRATO		39	52	65	65	52	26	39	6400	240	100	100	6	8	1								2	1200	44	260	4,00	1,80	
		40	57	72	72	57	29	43	6200	200	110	110	6	8	1									2	1100	50	290	3,85	1,80
	41	56	70	70	56	28	42	6400	200	100	100	6	8	1									2	1200	40	200	3,85	1,80	
	42	52	65	65	52	26	39	6100	200	100	100	5	7	1									3	900	42	205	3,85	1,80	
	43	54	67	67	54	27	40	6200	207	105	105	6	7	1									3	1000	41	200	3,90	1,80	
	44	57	72	72	57	29	43	6300	240	100	100	7	8	1									2	1100	42	205	4,00	1,80	
	45	52	65	65	52	26	39	6200	206	100	100	7	8	1									2	1000	46	280	3,85	1,80	
	46	61	76	76	61	30	46	6200	200	100	100	6	8	1									2	1000	44	260	3,85	1,80	
	47	56	70	70	56	28	42	6000	222	110	110	6	8	1									2	1100	46	280	3,90	1,80	
	48	52	65	65	52	26	39	6100	211	115	115	5	7						5					1100	46	280	3,85	2,00	
	49	61	76	76	61	30	46	6600	188	105	105	7	8											1400	40	200	3,60	2,00	
	50	56	70	70	56	28	42	6100	200	110	110	6	9											1100	45	240	3,85	2,00	

Figura 2: Dati rilevati

3. Risultati

Dall'analisi degli impatti ambientali, per i nove scenari e con riferimento sia all'ettaro sia alla tonnellata, emerge che il punteggio complessivo è costituito in larga misura dall'impatto sulle risorse e sulla salute umana, mentre notevolmente inferiori risultano gli effetti sulla qualità dell'ecosistema (Figure 3 e 4).

Esaminando gli elementi che determinano la composizione del punteggio complessivo di ogni scenario, è emerso che il fattore maggiormente impattante, in tutti gli scenari analizzati, è la concimazione e che, fra gli elementi nutritivi, l'azoto è quello che incide in maniera preponderante. Con riferimento ai trattamenti fitoiatrici, è il rame a contribuire più degli altri nella determinazione dell'impatto complessivo.

Il confronto fra tecniche produttive fa emergere un netto minore impatto del sistema biologico, mediamente pari al 50% degli altri sistemi culturali.

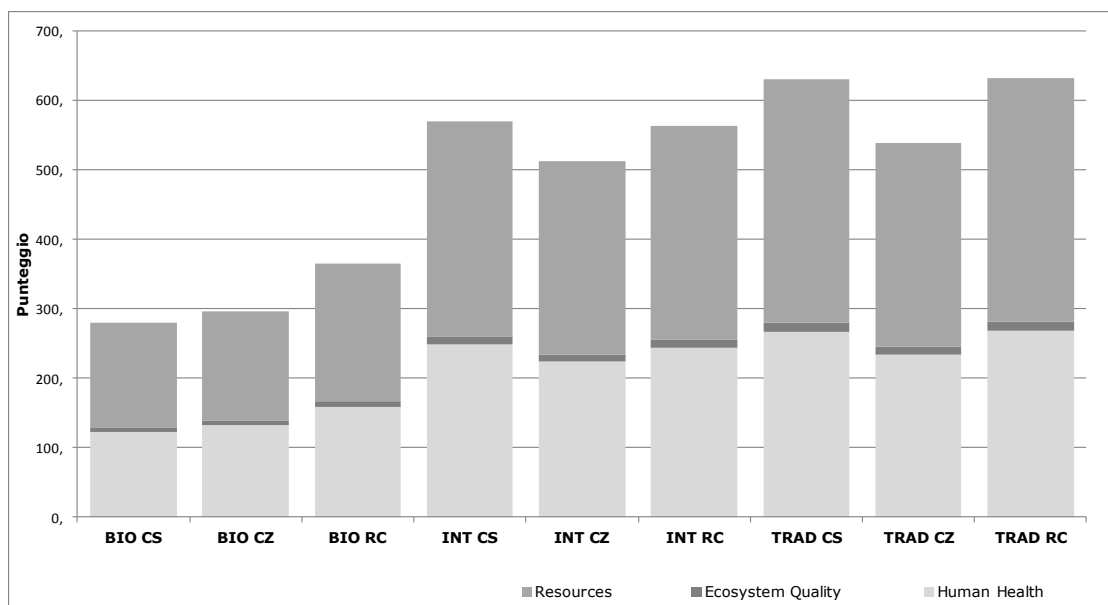


Figura 3: Impatti ambientali per unità di superficie (ha)

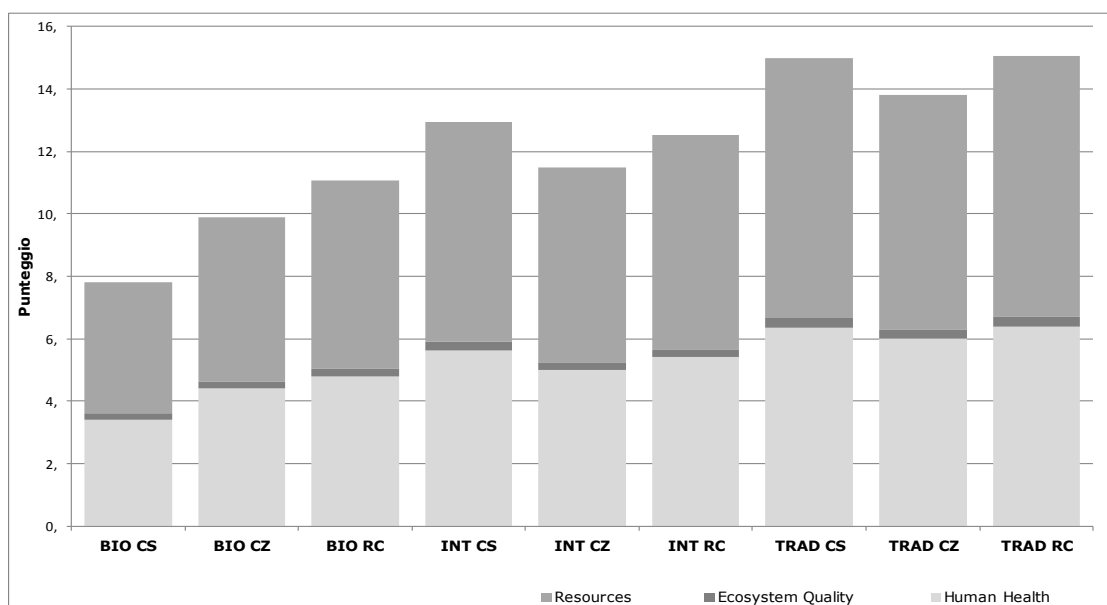


Figura 4: Impatti ambientali per unità di prodotto (tonnellata)

Dall'analisi delle figure si evince una certa variabilità all'interno delle omologhe categorie, imputabile alla diversa fertilità dei terreni e alle diverse quantità di input utilizzati.

Analizzando i risultati, elaborati per unità di prodotto, si evince che il divario fra biologico e gli altri sistemi si riduce; ciò è dovuto alla minore produttività unitaria ottenuta con il sistema biologico rispetto al tradizionale ed integrato, al punto che tra "BIO RC" ed "INT CZ" gli impatti diventano quasi identici.

Gli impatti complessivi, per scenario, sono stati rappresentati in graduatorie di performance (1 il più sostenibile, 9 il meno sostenibile) riportati nella Tabella 2, nella quale, al fine di permettere opportuni confronti, vengono contemplate anche le

graduatorie dei risultati economici, in termini di Produzione Lorda Vendibile, di Costo Totale di produzione e di Tornaconto¹¹.

Dall'analisi delle graduatorie, emerge un andamento eterogeneo delle performance di sostenibilità. La spiegazione sta nel fatto che mentre i sistemi meno impattanti a livello ambientale hanno costi di gestione maggiori, lo stesso non si può dire considerando i risultati economici nel loro complesso, in quanto, a fronte di una produttività minore, i prodotti biologici ed integrati vengono commercializzati a prezzi maggiori. Il fenomeno diventa ancora più accentuato prendendo in considerazione i contributi comunitari alla produzione.

Esaminando in dettaglio i risultati ambientali per unità di superficie, ai primi tre posti si collocano rispettivamente il sistema biologico di Cosenza, quello di Catanzaro e quello di Reggio Calabria.

Riguardo alla sostenibilità economica rispetto alla PLV, al primo posto si colloca sempre il sistema "biologico Cosenza", seguito dall'integrato di Catanzaro e dal tradizionale di Cosenza. Rispetto al Costo Totale di produzione, ai primi tre posti della graduatoria ad ettaro si collocano il tradizionale di Catanzaro, quello di Cosenza e il biologico di Reggio Calabria. Rispetto al Tornaconto le posizioni della graduatoria manifestano la distribuzione più eterogenea con le prime tre posizioni distribuite tra i diversi scenari. Leggere variazioni si rilevano con riferimento alla PLV a tonnellata¹² di prodotto ottenuto.

Tipologia culturale	Areele	ha						t.					
		Eco-indicator 99	PLV		Costo Totale	Tornaconto		Eco-indicator 99	PLV		Costo Totale	Tornaconto	
			Con contributo	Senza contributo		Con contributo	Senza contributo		Con contributo	Senza contributo		Con contributo	Senza contributo
Biologico	CS	1	1	1	7	2	4	1	1	1	7	1	2
	CZ	2	6	6	4	6	6	2	2	3	8	6	6
	RC	3	7	9	3	7	7	3	6	7	6	7	7
Integrato	CS	7	4	4	6	5	5	6	7	6	3	5	5
	CZ	4	2	2	5	4	3	4	3	2	4	4	4
	RC	6	9	8	8	8	8	5	9	9	5	8	8
Tradizionale	CS	8	3	3	2	3	2	8	5	5	2	3	3
	CZ	5	5	5	1	1	1	7	4	4	1	2	1
	RC	9	8	7	9	9	9	9	8	8	9	9	9

Tabella 2: Graduatorie delle performance economiche e ambientali

¹¹ Nelle valutazioni della Produzione Lorda Vendibile (PLV) sono stati considerati, oltre all'ammontare della produzione, sia i reali prezzi di vendita (PLV senza contributo), sia gli importi aumentati dei contributi comunitari (PLV con contributo).

¹² La PLV a tonnellata, al netto dei contributi, di fatto, rappresenta il prezzo per unità di prodotto (€/t) ottenuto nei mercati all'origine degli areali produttivi esaminati. Sarebbe interessante verificare, attraverso specifiche indagini sui consumatori, quanto i prezzi potrebbero variare in funzione dei risultati ottenuti con la LCA.

L'apparente contraddizione di performance economiche (PLV/ha Integrato RC, PLV/ha Tradizionale RC, Tornaconto/ha Integrato CZ, Tornaconto/ha Tradizionale CS, PLV/t. Integrato CS, PLV/t. Integrato CZ, Tornaconto/t. Tradizionale CZ) è dovuta alla differente incidenza dei contributi fra il biologico e gli altri sistemi produttivi, che influenzano la graduatoria complessiva. Essendo i contributi "ad ettaro", nelle graduatorie riferite all'unità di prodotto, il loro peso viene distribuito in base alle rese produttive relative allo scenario analizzato.

4. Conclusioni

Dallo studio condotto è emerso che un ettaro coltivato a clementine con il sistema biologico impatta, mediamente, il 50% in meno rispetto agli altri sistemi colturali. Il minor impatto si riduce al 30% circa ragionando in termini di unità di prodotto. È emerso, inoltre, il considerevole peso dell'azoto nelle concimazioni e del rame nei trattamenti fitoiatrici; tecniche colturali alternative produrrebbero scenari significativamente meno impattanti.

La migliore performance economica viene ottenuta nei sistemi tradizionali ed integrati. Solo gli aiuti concessi ai produttori compensano i minori risultati, facendo risalire nella graduatoria di convenienza il biologico.

I dati e le informazioni ottenuti possono risultare sicuramente utili per la gestione sostenibile dei sistemi produttivi sia agli imprenditori, per supportare i problemi di scelta, sia al decisore pubblico, per valutare gli interventi proponibili a sostegno del comparto. Inoltre, potrebbero rappresentare un interessante strumento metodologico, alla luce dei nuovi indirizzi della PAC che mirano ad introdurre una condizionalità ambientale rafforzata.

5. Bibliografia

- Gulisano, G, De Luca, A I, Strano, A, Falcone, G, 2012, 'Valutazioni tecnico-economiche ed ambientali della clementicoltura in Calabria', *Italus hortus*, In stampa
- Horne, R, Grant, T, Verghese, K, 2009, 'Life Cycle Assessment. Principles, Practice and Prospects', CSIRO Publishing.
- ISO, 2006a, 'ISO 14040:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework', International Organization for Standardization (ISO), Ginevra.
- ISO, 2006b, 'ISO 14040:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment -Requirements and guidelines', International Organization for Standardization (ISO), Ginevra.
- Mila` i Canals, L, Burnip, GM, Cowell, SJ, 2006, 'Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand Agriculture', *Ecosystems and Environment* 114, 226-238
- Notarnicola, B, Settanni, E, Tassielli G, 2009, 'Approcci all'integrazione dei costi in LCA: Life Cycle Costing, analisi Input-Output', in Cappellaro, F, Scalbi, S, (a cura di) *Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA*, Palermo 17-26, ENEA, Roma.
- Sanjuan, N, Ubeda, L, Clemente, G, Mulet, A, Girona, F, 2005, 'LCA of integrated orange production in the comunidad Valenciana (Spain)', *International journal of agricultural resources, governance and ecology*, vol. 4, no.2.
- Zamagni, A, Buttol, P, Porta, PL, Buonamici, R, Masoni, P, Guinée, J, Heijungs, R, Ekvall, T, Bersani, R, Bienkowska, A, Pretato, U, 2008, 'Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice', ENEA, Roma.

L'EcodEX: supporto informatico alla LCA nell'industria alimentare

Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli¹, Urs Schenker², Lars Lundquist², Jacopo Colombo³,
Nicola Colombo³, Pietro A. Renzulli¹

¹Università degli Studi di Bari Aldo Moro

²Nestlé Research Center

³Selerant srl

b.notarnicola@dgm.uniba.it

Abstract

La LCA oggi trova una sempre maggiore applicazione nell'industria alimentare, dove è passata da strumento per valutare l'impatto ambientale degli imballaggi a strumento per la valutazione ambientale dell'intero ciclo di vita dell'alimento imballato. Nell'industria alimentare la LCA viene utilizzata soprattutto come strumento di marketing; ad eccezione di alcune multinazionali, ancora poche sono le aziende del comparto alimentare che utilizzano la LCA in modo sistematico come strumento di gestione dell'innovazione. Proprio quest'ultimo e più importante impiego necessita in azienda di strumenti semplificati che possano essere utilizzati non solo dagli analisti di LCA, ma anche dai progettisti, dai designers, dai manager di prodotto dai manager delle vendite. L'EcodEx è uno strumento informatico sviluppato da Selerant, un'azienda italiana di ICT, per rispondere alle esigenze di impiego sistematico della LCA da parte di aziende multinazionali del calibro di Nestlé.

1. Introduzione

La LCA è nata nell'industria alimentare ed in essa trova oggi una grande diffusione. Inizialmente il suo impiego è stato quello di strumento atto a valutare l'impatto ambientale dell'imballaggio; oggi è quello di strumento atto a valutare l'impatto ambientale dell'intero ciclo di vita dell'alimento o della bevanda imballato/a. Molte sono le aziende che utilizzano la LCA come strumento di marketing ma ancora poche sono quelle, ad eccezione di qualche multinazionale, che la utilizzano come strumento di gestione dell'innovazione (Notarnicola et al., 2010). Anche la valutazione di aspetti economici e sociali, nell'ottica della tripla dimensione della sostenibilità, emerge sempre più nella LCA applicata ai sistemi alimentari, rispettivamente con gli strumenti di LCC (Life Cycle Costing) (Settanni et al., 2010), e di SLCA (Social Life Cycle Assessment) (Kruse, 2010).

Un grande impulso alla diffusione della LCA (e, in generale, del Life Cycle Thinking) nel settore alimentare è stato dato dalla crescita del sistema EPD, per il quale, nel settore degli alimenti e delle bevande, sono stati sviluppati ad oggi PCR per venticinque alimenti, tra i quali carne, marmellata, latte fresco, pesce, succhi di frutta, birra, vino, acqua minerale, bevande, olio di oliva, prodotti caseari, uova, prodotti a base di cereali, biscotti, pasta, zuppe, sughi, prodotti di tabacco.

Nell'industria alimentare si sta assistendo ad una crescita di importanza della Carbon Footprint e della Water Footprint che, peraltro, rappresentano dei "mono-indicatori" non comprensivi di altri impatti rilevanti per i sistemi agro-industriali quali quelli associati ad esempio all'eutrofizzazione o alla tossicità umana ed ambientale. Data l'importanza di questi impatti nei settori alimentari, gli autori sono convinti della

necessità dell'approccio "comprehensive" della LCA, che considera non una ma più categorie di impatto.

Nella presente nota, dopo aver descritto il passaggio della LCA nell'industria alimentare da strumento "packaging-oriented" a strumento "packaged-oriented", mettendo in evidenza la necessità di analizzare l'intero ciclo di vita degli alimenti, si passerà a descrivere l'EcodEX, Eco-Design Software Tool, uno strumento sviluppato dalla Selerant, una azienda italiana di ICT, per Nestlé. Esso si pone l'obiettivo di eseguire la valutazione ambientale di prodotto nella fase di progettazione e, allo stesso tempo, di far svolgere agli utilizzatori, in tempi ridotti, la valutazione ambientale di sistemi alimentari con un approccio di ciclo di vita semplificato; punto di forza dello strumento è l'impiego di un'interfaccia web-based realizzata principalmente per utenti non specialisti nell'ambito delle valutazioni ambientali quali tecnologi alimentari, progettisti, manager. Per raggiungere questi obiettivi, nella costruzione dello strumento sono state utilizzate come guida le norme ISO sulla LCA.

2. Uso della LCA nell'industria alimentare: dall'analisi del materiale di imballaggio a quella dell'alimento imballato

Come è noto la LCA è nata nel settore alimentare, quando nel 1969, la Coca Cola commissionò uno studio di REPA (Resource Environmental Profile Analysis) al fine di conoscere meglio i propri consumi materiali ed energetici e gli impatti ambientali relativi all'intero ciclo di vita di un imballaggio dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento finale (Hunt, Franklin, 1996). Da allora, ma in modo particolare negli anni novanta, le multinazionali alimentari, a diversi livelli, hanno utilizzato lo strumento della LCA per valutare l'impatto ambientale degli imballaggi. Kraft Jacobs Suchard, ad esempio, introdusse la LCA all'inizio degli anni 90 per valutare l'impatto ambientale dell'imballaggio del caffè tostato (Frankl, Rubik, 2000).

Anche Nestlé inizialmente ha incentrato la sua politica ambientale sulla riduzione degli impatti dell'imballaggio focalizzando l'attenzione su quattro elementi e cioè: riduzione dei materiali usati, uso di materiali con basso impatto ambientale (fonti rinnovabili), uso di materiali riciclati e incentivazione del riciclaggio. Fra gli strumenti utilizzati da Nestlé particolare importanza riveste PIQET (Packaging Impact Quick Evaluation Tool), sviluppato per l'ecodesign semplificato nella fase di sviluppo di un nuovo prodotto alimentare, per permettere la valutazione di diversi scenari di sistemi di imballaggio. Esso usa semplici algoritmi per calcolare i dati di LCI relativi a tutte le fasi del ciclo di vita dell'imballaggio e li combina con indicatori specifici degli imballaggi, quali rapporto prodotto/imballaggio, numero di materiali di imballaggio per format, in modo da fornire al designer una valutazione esauriente del profilo ambientale dell'imballaggio (Verghese et al., 2010). Un recente tentativo teso a facilitare la realizzazione di una metodologia e di sistemi di misura comuni facilmente utilizzabili nell'industria dell'imballaggio ai fini della LCA è costituito dal Global Packaging Project realizzato dal Consumer Goods Forum (Consumer-Goods-Forum, 2010).

Tuttavia, l'impatto ambientale derivante dall'imballaggio, in generale, costituisce solo una frazione, talvolta modesta, dell'impatto totale del prodotto alimentare imballato. Ad eccezione di pochi casi, come ad esempio quello del vino dove il sistema della

bottiglia ha un impatto rilevante sul totale del sistema vino imbottigliato (Notarnicola et al., 2003), la LCA di prodotti alimentari non può assolutamente limitare i confini dell'analisi al solo imballaggio. Come dimostrano circa venti anni di studi accademici di LCA dei sistemi alimentari, non si può escludere dai confini del sistema l'alimento stesso, in particolare le sue fasi agricole e zootecniche, la fase di produzione industriale, il consumo e lo smaltimento finale dei rifiuti che si producono durante tutte le fasi, possibilmente includendo anche quelli della digestione umana. Inoltre l'applicazione della LCA ai settori agroalimentari prevede ancora delle difficoltà metodologiche sulle quali non c'è ancora il consenso scientifico, in particolare per aspetti quali i modelli di dispersione dei fitofarmaci, i confini del sistema, le categorie di impatto di tossicità, di uso di acqua e territorio. Nonostante tali difficoltà metodologiche ancora da risolvere (Notarnicola et al., 2012a-b), è necessario disporre in azienda di strumenti di LCA semplificati che permettano di adottare l'approccio del Life Cycle Thinking alle valutazioni ambientali della propria produzione.

In tale contesto e con riferimento agli strumenti progettati per valutare l'intero sistema dell'alimento nelle industrie che utilizzano in modo sistematico la LCA, Selerant all'interno della sua piattaforma web-based Product Life Cycle Management (PLM) chiamata DevEX, ha sviluppato EcodEX, uno strumento informatico che si pone l'obiettivo di far effettuare agli utilizzatori, in tempi ridotti, la valutazione ambientale di sistemi alimentari con un approccio di ciclo di vita semplificato. Lo strumento è stato progettato seguendo le norme ISO 14040 e 14044, per le quali ha ricevuto la certificazione dall'ente italiano di certificazione per i sistemi agroindustriali CSQA.

Lo strumento di LCA semplificata è progettato specificatamente per la valutazione ambientale di sistemi di alimenti e bevande da parte di non esperti di LCA, quali tecnologi alimentari, progettisti, manager di prodotto e di vendita. L'idea di base è quella di disporre di uno strumento facilmente utilizzabile nelle aziende di produzione, come ad esempio la Nestlé, che impiegano sistematicamente la LCA come strumento di valutazione ambientale di prodotti. Nel prosieguo saranno descritti gli aspetti più rilevanti dell'EcodEX.

3. Lo strumento EcodEX

Lo strumento EcodEX si basa su una metodologia LCA semplificata e fa uso di una serie di ipotesi per velocizzare il processo della LCA. Tutto ciò è possibile limitando l'obiettivo e lo scopo dello studio e facendo riferimento a inventari e a metodi di valutazione di impatto già disponibili. Per una LCA applicata al settore agro-industriale bisogna tener conto di tutte le fasi del ciclo di vita del prodotto in questione, a cominciare dalla produzione degli ingredienti, il trasporto alla fabbrica, la lavorazione, la produzione di materiale per l'imballaggio, il trasporto, la distribuzione, l'uso da parte del consumatore e la fase della fine del ciclo di vita.

3.1. Le banche dati

Lo strumento EcodEX è costituito dalle seguenti banche dati:

- Tipi di scenario
- Profili LCI

- Processi
- Categorie di impatto
- Profili dei componenti dell’imballaggio.

La banca dati dei tipi di scenario è composta da gruppi di profili pre-determinati o requisiti generali che possono essere integralmente usati quando l’utente comincia a costruire il proprio scenario di ricetta.

I profili LCI sono raccolti in una banca dati composta da una lista di processi le cui informazioni sono state raccolte dalle librerie tipo Ecoinvent (Ecoinvent, 2010), il database Danish food LCA o specifici processi della Nestlé. Ognuno di questi processi è rappresentato da una scheda di flussi elementari (scambi diretti con la natura, come ad esempio estrazione delle materie prime e emissioni nell’ambiente); pertanto ogni profilo rappresenta la tabella di inventario di un ingrediente o processo che può essere associato ai vari elementi di uno scenario.

La sezione riguardante i processi è composta da una banca dati di profili riguardanti le operazioni di lavorazione del prodotto alimentare o produzione dell’imballaggio, come ad esempio la mescolatura, l’essiccamento. I dati sono presi da vari database come Ecoinvent, Danish food LCA o da specifiche banche dati dell’azienda utilizzatrice. Questi ultimi dati sono catalogati separatamente come dati di default che possono essere sovrascritti dai designer di prodotto.

Le categorie di impatto sono raccolte in una banca dati che contiene informazioni inerenti le categorie di impatto considerate nello strumento, in particolare i differenti tipi di categorie con i relativi fattori di caratterizzazione dei differenti flussi.

I profili dei componenti dell’imballaggio sono raccolti in un database che contiene dati LCI inerenti le materie prime dell’imballaggio, di tipo vergine o riciclato, ed il contenuto di materiale riciclato di un particolare tipo di imballaggio; anche questi dati, in termini di flussi elementari, provengono da database commerciali a da misurazioni effettuate internamente all’azienda.

3.2. Requisiti generali

Con la creazione di un nuovo scenario (analisi di un prodotto alimentare imballato), all’utente viene richiesto di selezionare una ricetta e il sistema di imballaggio da utilizzare. Per un determinato prodotto alimentare, le seguenti informazioni possono essere recepite dal sistema di gestione della ricetta e del materiale di imballaggio:

- la ricetta (gli ingredienti e la struttura ad albero dei processi)
- il sistema di imballaggio (se esiste un link alla specifica del materiale di imballaggio)
- la “serving size” (il peso della porzione in g) che rappresenta l’unità funzionale dello studio
- il peso di ogni “each” (in g).

Da notare che nei sistemi SAP il termine “each” è usato per descrivere l’unità più piccola messa in vendita al consumatore (es. una bottiglia di una bevanda, un pacco di gomme da masticare).

Successivamente all’utente viene chiesto di immettere ulteriori dati di dettaglio:

- regione di produzione e consumo (e possibilmente la regione della produzione dell’imballaggio)
- tipo e altezza del pallet (per altre aziende, questo dato potrebbe essere ricavato dal sistema di gestione del materiale di imballaggio)
- il numero di “each” per i quali saranno visualizzati i risultati e che rappresenta il reference flow.

Dopo questa fase iniziale, l’utente viene guidato alla compilazione dei dati inerenti tutto il ciclo di vita del prodotto alimentare selezionato, al fine di completare la LCA. Si possono distinguere le seguenti fasi:

- Ricetta
 - Ingredienti, trasporto ingredienti, lavorazione
- Imballaggio
 - Setup e componenti, produzione dell’imballaggio, trasporto dell’imballaggio
- Distribuzione e stoccaggio
 - Distribuzione, stoccaggio e perdite
- Uso del consumatore
 - Ricetta culinaria, processi relativi al consumatore
- Fine vita
 - Produzione, prodotto e imballaggio
- Risultati

I risultati di un determinato scenario possono essere definitivamente approvati da un super-utente e registrati, e pertanto potranno essere utilizzati, per quanto concerne il profilo ambientale, come sotto-ricette che usano lo stesso formato degli ingredienti che compongono una ricetta. Va specificato che durante l’uso dello strumento, gli impatti degli ingredienti usati nella ricetta sono visibili, come preview, in una sezione laterale della schermata principale.

3.3. La valutazione dell’impatto del ciclo di vita (LCIA)

Gli indicatori dell’impatto usati sono basati sulle raccomandazioni rivenienti da iniziative internazionali per la guida all’uso della LCA, come il “Global Packaging Project” della “The Consumer Goods Forum” (2010), il “Sustainability Consortium” (2010) e la French Initiative on Environmental Labelling of Consumer Products (Repository of Good Practice BP X30-323). Gran parte di queste iniziative non hanno ancora finalizzato le loro raccomandazioni sugli indicatori LCIA per il settore agro-alimentare. Pertanto gli indicatori utilizzati possono essere considerati intermedi e potrebbero essere successivamente modificati. Un totale di sei indicatori sono stati scelti per EcodEX. La modalità scientifica con la quale si modellano gli effetti delle emissioni sulle aree di protezione varia considerevolmente: mentre gli impatti del riscaldamento globale possono essere descritti in maniera accurata, gli impatti dell’uso

e trasformazione del suolo sulla diversità dell'ecosistema sono meno conosciuti. Pertanto, alcuni degli indicatori sono soltanto indicatori a livello di inventario, mentre altri sono indicatori "endpoint" o "midpoint". Infine, per guidare ulteriormente gli utenti di EcoDesign a comprendere l'importanza relativa di differenti impatti ambientali, c'è la possibilità attraverso una procedura di weighting di giungere ad un unico eco indicatore. Le categorie di impatto riportate in Tabella 1 sono quelle disponibili nello strumento EcodEx.

Nome indicatore	Tipo indicatore	Referenze	Commento
Occupazione del suolo	Indicatore a livello di inventario	ReCiPe (Goedkoop et al., 2008)	Somma dell'occupazione suolo urbano e agricolo
Consumo acqua dolce	Indicatore a livello di inventario	ReCiPe	Sarà successivamente allineato con le iniziative ISO per l'acqua
Potenziale di Riscaldamento globale (GWP)	Indicatore Midpoint	IPCC 2007	-
Consumo delle risorse non rinnovabili	Indicatore Midpoint	EDIP 1997 (aggior. al '04) (Wenzel et al., 1997)	-
Qualità dell'Ecosistema	Indicatore Endpoint	Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003)	Combina eutrofizzazione, acidificazione ed eco-tossicità
Globale	Valore unico	Metodo interno alle singole aziende utilizzatrici	Fattori di normalizzazione e di weighting ancora in fase di definizione

Tabella 1: Indicatori utilizzati

Lo strumento EcodEx è stato certificato conforme alle norme ISO 14040 e 14044, nel 2011 da CSQA, un ente di certificazione italiano specializzato nel settore agro-industriale. CSQA ha certificato che la metodologia impiegata per sviluppare il software EcodEX è conforme a quanto previsto dalle citate norme ISO.

4. Conclusioni

Nonostante le difficoltà metodologiche ancora presenti nella Food LCA, si avverte la necessità di disporre in azienda di strumenti informatici che permettano la realizzazione di LCA semplificate in modo sistematico e l'uso dell'approccio Life Cycle Thinking per valutare l'impatto ambientale delle proprie produzioni e catene produttive. Lo strumento EcodEX, sviluppato dalla Selerant in collaborazione con l'Università di Bari per Nestlé e per altri aziende multinazionali del settore alimentare, permette di rispondere a tali esigenze.

Tra le implementazioni al momento segnalabili sicuramente ci sono quelle che riguardano la fase di interpretazione. Le norme ISO 14040 e 14044 prevedono la divulgazione dei risultati della LCA a terze parti (in particolare si fa riferimento alla necessità di una valutazione della incertezza e di una peer-review).

Al fine di implementare il processo di comunicazione della sostenibilità ambientale, lo

strumento EcodEX deve essere ottimizzato nelle seguenti aree:

- la metodologia dello strumento, i dati inerenti la LCI ed i metodi LCIA devono essere sottoposti ad un processo di peer-review;
- le differenze tra la valutazione effettuata con EcodEX ed un relativo studio LCA completo vanno attentamente illustrate. Le ipotesi e semplificazioni dello strumento EcodEX vanno dettagliate in maniera tale da permettere una eventuale LCA completa. Elementi di una LCA completa che non sono inclusi in EcodEX devono essere elencati (es. simulazioni Monte Carlo per quantificare l'incertezza dei risultati)

Attraverso queste ottimizzazioni, lo strumento EcoDesign può essere notevolmente migliorato e pertanto si potrà fare un maggiore uso dei risultati ottenuti.

Infine è doveroso esplicitare che le limitazioni dello strumento EcodEX non sono legate a problemi di natura metodologica ma sono soprattutto legate alla mancanza di dati specifici riguardanti la fase agricola-zootecnica e quella industriale. Nonostante lo strumento permetta a tutte le aziende in possesso di un proprio database di caricare i propri dati, nel caso specifico, sono ancora molto poche le aziende alimentari che dispongono di tali database di processo.

La generale carenza di dati specifici e di banche dati costituisce ancora il principale problema nell'uso di software di LCA nelle industrie alimentari e, più in generale, della LCA nel settore agroalimentare. Vi è la necessità di produrre, modellare e raggruppare dati inerenti le attività agricole/zootecniche e industriali, in particolar modo al livello italiano, al fine di poter svolgere degli studi di LCA che siano scientificamente credibili. La carenza di dati scientificamente validati rappresenta senz'altro un limite che l'applicazione della LCA nel settore agro-industriale deve superare. Pertanto qualsiasi iniziativa rivolta alla realizzazione di banche dati aziendali o di una banca dati nazionale sui processi agroindustriali è assolutamente auspicabile.

5. Bibliografia

Consumer-Goods-Forum 2010, A Global Language for Packaging and Sustainability. A framework and a measurement system for our industry. The Global Packaging Project Part of the Consumer goods Forum Sustainability Pillar. Retrieved from <http://www.ciesnet.com>.

Ecoinvent 2010, Ecoinvent Data v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Frankl P & Rubik F 2000, Life Cycle Assessment in Industry and Business. Adoption patterns, applications and implications. Springer.

Goedkoop MJ, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J & Van Zelm R 2008, ReCiPe: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation; 6 January 2009, <http://www.lcia-recipe.net>

Hunt R, Franklin W 1996, 'LCA – how it came about – personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA', Int. J. Life Cycle Assess., Vol.1(Issue 1), 4-7.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G & Rosenbaum R 2003, 'IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology', Int J LCA 8 (6) pp. 324 – 330.

Kruse S 2010, Inclusion of social aspects in Life Cycle Assessment of food. In Environmental assessment and management in the food industry (pp. 219-233). Woodhead Publishing: U Sonesson, J Berlin, F Ziegler, eds.

Notarnicola B, Curran M.A, Hayashi K & Huisingh D 2012a, 'Progress in working towards a more sustainable agri-food industry', *Journal of Cleaner Production* 28, June 2012, pp. 1-8.

Notarnicola B, Tassielli G & Renzulli PA 2012b, *Modelling the Agri-Food Industry with Life Cycle Assessment*. In Curran M.A., 2012, *Life Cycle assessment*, Scrivener Publishing LLC, U.S. (Forthcoming).

Notarnicola, B, Tassielli, G & Settanni E 2010, 'Including more technology in the production of a quality wine: the importance of functional unit', In: *Proceedings of the 7th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, Vol.1, pp. 235-240. Bari, Italy.

Notarnicola B, Tassielli G & Nicoletti GM 2003, *LCA of wine production*. In B Mattson, U Sonesson, *Environmentally-friendly food processing*, Cap. 17, pp. 306-326, Woodhead-Publishing and CRC Press, Cambridge-England, Boca Raton-USA.

Settanni E, Notarnicola B & Tassielli G 2010, *Combining Life Cycle Assessment of food products with economic tools*. In *Environmental assessment and management in the food industry* (pp. 207-218). Woodhead Publishing: U. Sonesson, J. Berlin, F. Ziegler, eds.

Verghese K, Horne R & Carre A 2010, 'PIQET: the design and development of an online "streamlined" LCA tool fo sustainable packaging design decision support', *Int. J. Life Cycle Assess.*, Vol.15 (Issue 6), pp. 608-620.

Wenzel H, Hauschild M & Alting L 1997, *Environmental Assessment of Product*. Kluwer Academic Publisher.

LCA delle produzioni frutticole: risultati preliminari verso la standardizzazione nazionale

Alessandro K. Cerutti¹, Gabriele L. Beccaro¹, Simona Bosco², Cristiana Peano¹, Bruno Notarnicola³, Giancarlo Bounous¹

¹ Facoltà di Agraria, Università di Torino, Italy

² Land Lab – Scuola Superiore S. Anna, Pisa, Italy

³ Il Facoltà di Economia, Taranto, Università di Bari Aldo Moro, Italy

alessandro.cerutti@unito.it

Abstract

All'inizio del 2012 è stato costituito il sottogruppo di lavoro Prodotti e Filiere Frutticole, all'interno del Gruppo di Lavoro Alimentare e Agroindustriale della Rete Nazionale LCA. In questo contributo sono raccolti i risultati preliminari dei lavori del gruppo e sono evidenziati gli aspetti metodologici delle applicazioni LCA ai sistemi frutticoli su cui il sottogruppo intende concentrarsi nelle prossime attività. Obiettivi principali del gruppo sono da un lato il contributo alla standardizzazione della metodologia LCA applicata alle produzioni alimentari, dall'altro il mettere in evidenza quali pratiche agronomiche e strategie di filiera del settore frutticolo possono essere applicate nei sistemi nazionali per migliorarne la performance ambientale.

1. Introduzione

La produzione agroalimentare moderna presenta una grande eterogeneità associata ad alti livelli di specializzazione e complessità. Tali caratteristiche, inevitabilmente, si riflettono sulle metodologie di applicazione del metodo LCA a prodotti e sistemi agroalimentari (Notarnicola et al., 2011). Pertanto, da pochi mesi, è stato costituito un sottogruppo operativo specifico per Prodotti e Filiere Frutticole (PFF), all'interno del Gruppo di Lavoro Alimentare e Agroindustriale (GdL) della Rete Italiana LCA. Il presente lavoro costituisce l'avvio dei lavori da parte del nucleo costitutivo del sottogruppo e si pone l'obiettivo di fornire lo stato dell'arte e di descrivere i principali aspetti chiave degli studi LCA nel settore, ma anche stimolare le ricerche e incrementare il numero di afferenti al sottogruppo stesso.

Nel 2010 la produzione mondiale di frutta è stata di 609'213'512 t, per la maggior parte concentrata in Asia (52%) e America (22%) (Faostat, 2011). In Europa, nello stesso anno, sono stati prodotte 67'254'709 t di frutta (poco più del 10% della frutta prodotta nel mondo), con significativi contributi da parte di Italia (29%), Spagna (26%) e Francia (15%).

La dominanza della produzione asiatica sui mercati frutticoli è ancora più evidente se si analizza il trend di produzione degli ultimi 10 anni: mentre America, Europa, Africa ed Oceania presentano una produzione frutticola pressoché costante, l'Asia ha incrementato la propria produzione di circa il 55%, rendendo Cina (122'184'944 t) ed India (84'791'100 t) i massimi produttori di frutta al mondo. Nonostante l'elevata quantità di prodotto commercializzata in Asia, la maggior parte delle applicazioni di metodi di valutazione ambientale pubblicati a livello internazionale si concentrano su casi di studio in Europa e Sud America (Cerutti et al., 2011a).

È pertanto realistico ipotizzare che nei prossimi anni gran parte delle ricerche sul tema vedranno come localizzazione dei casi di studio il continente asiatico.

Dal punto di vista degli impatti ambientali i prodotti frutticoli sono considerati tra gli alimenti meno incidenti all'interno del paniere alimentare. Ad esempio, Carlsson-Kanyama *et al.* (2003), nel quantificare i consumi energetici di diversi regimi alimentari, hanno considerato una media di circa 5 MJ per kg di frutta di stagione (26 MJ per kg di frutta fuori stagione) rispetto i 15 MJ per kg di verdura, 17 MJ per kg di pane e farinacei, 33 MJ per kg di prodotti caseari, 37 MJ per kg di carne e 75 MJ per kg di prodotti ittici. In diversi lavori che considerano esclusivamente la *Carbon Footprint* come indicatore di impatto di diverse scelte alimentari viene rilevato che la categoria "frutta" è quella dal minor impatto ambientale (e.g. Wallén *et al.* 2004; Berners-Lee *et al.* 2012). Tuttavia tali lavori fanno riferimento a metodi di valutazione ambientale generici di produzioni agricole, i quali non tengono conto delle specifiche dei sistemi di produzione della frutta e dei suoi trasformati. Risulta pertanto importante una standardizzazione dei protocolli di applicazione di tali metodi che presenti il miglior bilanciamento tra la precisione del modello e facilità di gestione dei dati.

2. Aspetti chiave negli studi italiani di LCA applicata ai sistemi frutticoli

2.1. I casi di studio nazionali

Nelle prime fasi di lavoro, l'attività del sotto-gruppo di lavoro PFF, si è concentrata nel rilevamento di casi di applicazione di LCA con il duplice obiettivo dell'analisi critica dei metodi utilizzati e di una mappatura a livello nazionale. Nel presente lavoro vengono discussi gli articoli con applicazioni di LCA in casi di studio italiani pubblicati su riviste scientifiche indicizzate ISI e su *proceedings* di convegni inerenti il tema dell' LCA.

Articolo	Unità funzionale	Confini del sistema	Dataset
Beccali <i>et al.</i> , 2009	1 kg di puree e oli aromatici di agrumi	Cradle-to-market	Dati primari da interviste e dati secondari di letteratura
Beccali <i>et al.</i> , 2010	1 kg di puree e oli aromatici di agrumi	Cradle-to-market	Dati primari da interviste e dati secondari di letteratura
Cerutti <i>et al.</i> , 2010	1 kg di pesche	Cradle-to-gate	Dati raccolti in frutteti commerciali
Clasadonte <i>et al.</i> , 2010 a	1 kg di pesche	Cradle-to-gate	Dati raccolti in frutteti commerciali
Clasadonte <i>et al.</i> , 2010 b	1 kg di arance	Cradle-to-gate	Dati raccolti in frutteti commerciali
Cerutti <i>et al.</i> , 2011 b	1 kg di mele	Cradle-to-market	Dati raccolti in frutteti commerciali e cooperative di distribuzione

Tabella 1: Applicazioni di LCA a sistemi frutticoli nazionali su riviste referate e proceeding internazionali dei convegni della serie LCA fino al 2011

Obiettivo del sottogruppo di lavoro PFF è quello di estendere la ricerca di articoli alle riviste internazionali non ISI e a quelle nazionali, e anche a report di progetti, tesi di dottorato e di laurea del territorio nazionale.

2.2. Modellizzazione del sistema di produzione

Numerosi autori (es. Baumann e Tillman, 2004; Baldo *et al.*, 2008) rimarcano quanto la modellizzazione del sistema in oggetto di studio sia una fase fondamentale per la buona riuscita di una LCA. È infatti proprio dalla costruzione di un buon modello del sistema che si possono evincere problematiche di aderenza al sistema reale e pertanto adottare strategie di compensazione (quali, ad esempio la metodologia *system expansion*).

Ai fini di una efficace modellizzazione di un sistema frutticolo è necessario tenere conto, tra gli altri, di due aspetti caratterizzanti:

(I) *Il frutteto è un sistema biologico.* Come tutti i sistemi di produzione agroalimentare, i sistemi frutticoli, devono tener conto della variabilità ed imprevedibilità dei sistemi viventi. A differenza delle produzioni industriali in cui la quantità di output commerciale prodotto è funzione certa e nota degli input forniti, i sistemi biologici possono avere rese molto diverse, a parità di input, sulla base delle condizioni ambientali (biotiche e abiotiche). La forte dipendenza dei sistemi biologici con i servizi degli ecosistemi si esprime anche nella variazione degli input artificiali necessari a mantenere il sistema produttivo funzionante. Ad esempio, in anni con temperature primaverili molto elevate è probabile lo sviluppo di forti attacchi parassitari, con conseguente aumento di somministrazione di agrofarmaci (Baldini, 1988).

(II) *il frutteto è un sistema pluriennale.* A differenza delle colture di pieno campo il cui ciclo di vita si completa in meno di un anno, i sistemi frutticoli sono sviluppati in impianti con durata molto variabile (10-30 anni) a seconda della coltura e delle tecniche di gestione. Questo fenomeno comporta che ci siano processi che avvengono una volta per l'intero ciclo di vita (es. fase di impianto ed espianto) ed altri processi che si ripetono un numero di volte variabile, pari al numero di anni di attività del frutteto (es. le operazioni di potatura e fertilizzazione). La caratteristica di pluriennalità dei sistemi frutticoli rende complessa la modellizzazione, tuttavia se viene esclusa si sottostimano considerevolmente gli impatti ambientali del prodotto finale (Cerutti *et al.*, 2010).

Una dettagliata modellizzazione del sistema frutticolo può tener conto di questi due aspetti adottando la suddivisione dell'impianto in stage funzionali a produttività differenziata (Figura 1). In particolare si possono considerare 6 stage principali (Mila i Canals e Polo, 2003): (1) fase di vivaio per ottenimento di portinnesti, marze e astoni pronti all'impianto; (2) impianto e preparazione del campo per il frutteto; (3) bassa produzione dovuta alla giovanilità dell'impianto; (4) piena produzione; (5) bassa produzione dovuta alla senescenza dell'impianto; (6) espianto e smaltimento delle risorse stock dell'impianto.

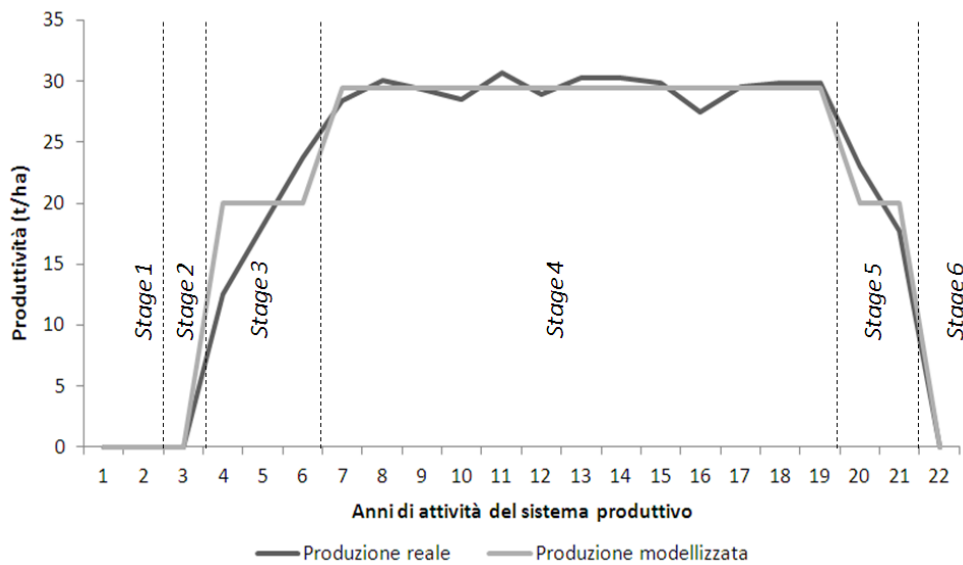


Figura 1: Rappresentazione grafica della produzione reale e modellizzata, nell'intera vita di un meleto cinese, divisa nei sei stage di produzione (rielaborazione da Cerutti et al., 2011 b)

Considerando questo modello, gli stage 1,2 e 6 non hanno output di produzione commerciale, ma possono contribuire alla generazione di impatti ambientali del prodotto. Gli stage 3,4 e 5 sono invece le fasi in cui viene prodotta la frutta e il quantitativo annuale di output può essere volto variabile di anno in anno. Anche se risulta molto difficile reperire dati di campo completi associati alle annate di produzione, è consigliato utilizzare una produzione media (rilevata direttamente o modellizzata) per ognuno dei tre stage (Figura 1).

2.3. Confini del sistema ed unità funzionali

Negli articoli di rilevanza internazionale con casi di studio italiani (Tabella 1) si osservano due modalità di confine di sistema: (I) *cradle-to-gate*; in cui gli impatti ambientali fanno riferimento ai soli processi di produzione, per unità funzionale tipica di una tonnellata di prodotto e (II) *cradle-to-market*; in cui vengo presi in considerazione, oltre alle fasi di campo, anche i processi di distribuzione; in questo caso l'unità funzionale comunemente usata è un chilogrammo di prodotto all'inizio della fase di consumo. A causa del prevalente consumo fresco della frutta, non ci sono lavori che considerano gli impatti ambientali anche nelle fasi di consumo e di fine del ciclo di vita.

Tenendo conto della bibliografia nazionale ed internazionale consultata, il sottogruppo PFF propone lo sviluppo di confini del sistema standardizzati a seconda del prodotto in oggetto di studio (Figura 2) differenziando prodotti freschi e trasformati. In particolare per entrambi i sistemi è necessario considerare le fasi di *upstream* e di *agricultural core*, mentre per i prodotti freschi è necessario considerare i processi in *downstream1* e per i prodotti trasformati è necessario valutare una seconda fase centrale, di tipo manifatturiero (*industrial core*), e un successivo *downstream2* (Figura 2).

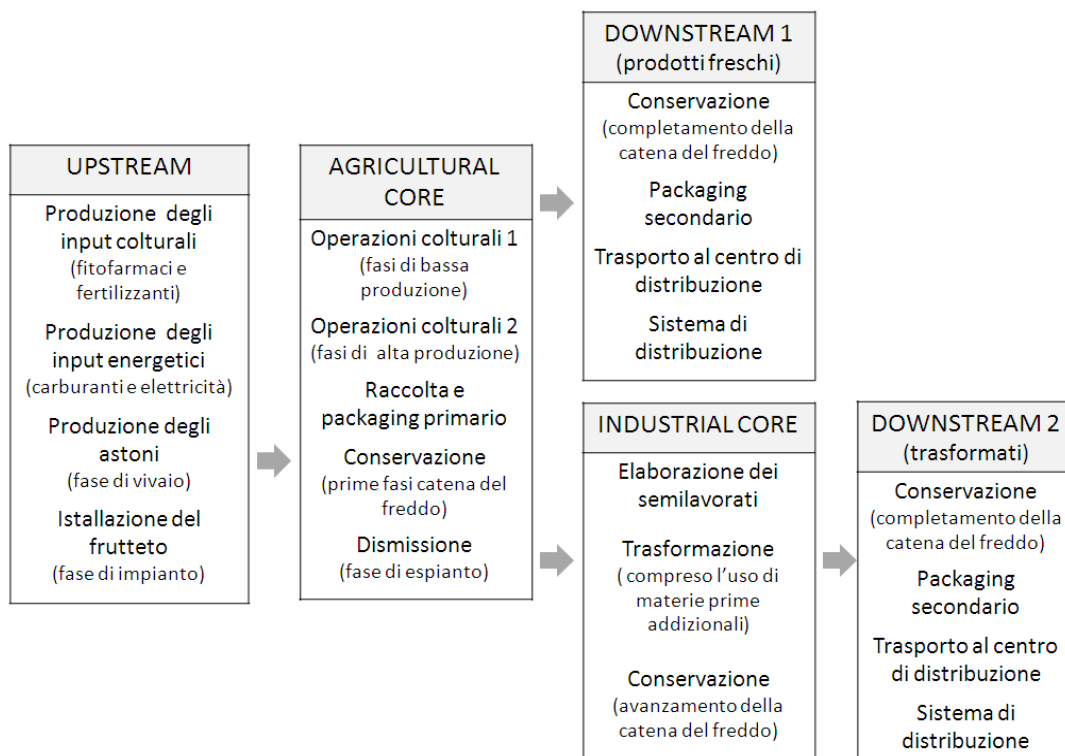


Figura 2: Proposta di modellizzazione dei processi di produzione e commercializzazione di frutta fresca e trasformati da includere nella valutazione LCA

Per quanto riguarda la scelta dell'unità funzionale si osserva che (indipendentemente dalle quantità) l'unità maggiormente scelta è quella di massa, generalmente 1 kg o 1t di prodotto. La scelta dell'unità funzionale può rappresentare un punto critico della ricerca (Notarnicola *et al.*, 2010) perché diverse unità funzionali possono condurre a risultati di performance ambientale differenti e, di conseguenza, ad una diversa valutazione della sostenibilità dei prodotti. Al momento ci sono delle ricerche specifiche, a cura dei membri del sottogruppo PFF, inerenti l'utilizzo di diverse unità funzionali per i medesimi sistemi frutticoli. Lo studio dei più appropriati confini del sistema ed unità funzionali sarà argomento di ulteriore approfondimento da parte del GdL su report di progetti e tesi universitarie ai fini di una standardizzazione nazionale.

3. Uno sguardo alla filiera della frutta

Da alcuni anni diversi report di ricerca evidenziano che buona parte degli impatti ambientali dei prodotti alimentari ricade sulle fasi di trasporto e trasformazione piuttosto che sulla produzione. Infatti i prodotti che sono commercializzati a seguito di una frigoconservazione prolungata (tra cui la maggior parte della frutta) possono avere un carico ambientale maggiore nella filiera rispetto al campo (es. Knudsen *et al.*, 2011). Un elemento che contribuisce ad aumentare fortemente gli impatti ambientali dei prodotti frutticoli è la stagionalità delle colture. L'acquisto di frutta contro stagione costringe i magazzini ad una frigoconservazione prolungata oppure all'acquisto di frutta proveniente dall'emisfero opposto. La valutazione degli impatti ambientali di queste due diverse strategie è controversa: alcuni studi dimostrano che, in alcuni

periodi dell'anno, può essere più efficiente dal punto di vista energetico, un'elevata movimentazione della merce piuttosto che una sua lunga conservazione (Mila I Canals *et al.*, 2007). Questo aspetto rappresenta un problema importante nella valutazione dei prodotti frutticoli in quanto, a differenza di altri prodotti alimentari (quali i farinacei, il vino o l'olio) in cui l'impatto ambientale non cambia sulla base del periodo dell'anno in cui questi vengono acquistati, per la frutta fresca non è così.

Senza un'adeguata modellizzazione della *supply-chain*, il risultato che si ottiene applicando il confine di sistema di tipo *cradle to market* dal punto di vista del consumatore ha poca rappresentatività. Come è possibile valutare l'impatto ambientale di un 1 kg di mele al consumo se non sono disponibili dati relativi all'epoca di consumo e al periodo di conservazione? Un modo per risolvere il problema è quello di studiare una *supply-chain* non dal punto di vista del consumatore, bensì dal punto di vista del magazzino di distribuzione, allocando il consumo di risorse annuale sulla base dei quantitativi di prodotto inviati ai mercati di vendita.

Questa modellizzazione è stata proposta da Cerutti *et al.*, 2011 b, nello studio dei canali di distribuzione della mela Golden Delicious di una cooperativa piemontese. Tale filiera è stata studiata nel suo complesso, considerando sia la fase di campo sia quella di commercializzazione. Sulla base dei principali canali di vendita delle mele prodotte in Piemonte la fase di commercializzazione è stata modellizzata in tre differenti scenari: (A) vendita diretta in magazzino, (B) vendita in mercati locali e regionali con un trasporto medio di 150 km e (C) vendita in mercati nazionali con un trasporto medio di 600 km. I risultati evidenziano (come atteso) un maggiore impatto ambientale dello scenario C e permettono di quantificare in modo preciso il contributo del trasporto rispetto alla produzione.

Nel caso della categoria di impatto Global Warming Potential (Figura 3) si osserva l'incidenza del 59,65% per la commercializzazione nei mercati regionali (B) e il 66,25% per quella presso i mercati nazionali (C).

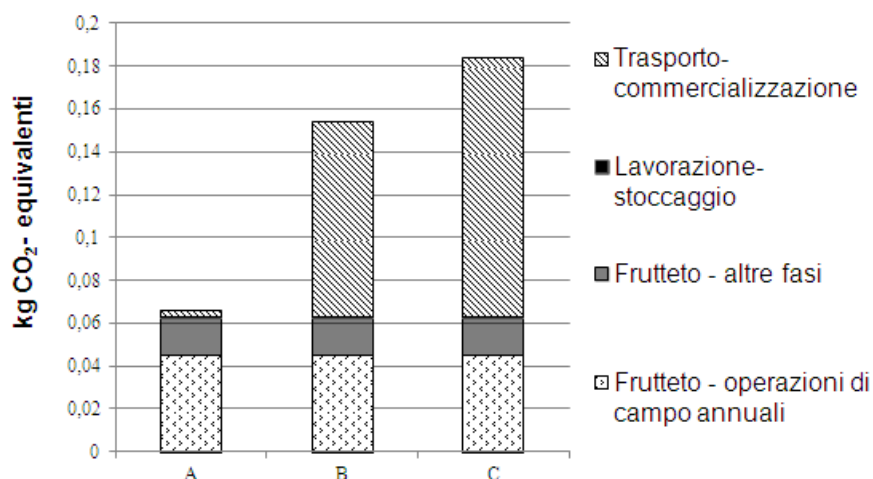


Figura 3: Contributo in termini di kg di CO₂ equivalenti delle fasi principali della filiera melicola studiata in base ai tre scenari di commercializzazione A, B, C. (Rielaborato da Cerutti *et al.*, 2011 b)

Come osservato, in campo frutticolo la filiera di produzione e commercializzazione può essere molto complessa e può richiedere specifici accorgimenti. Obiettivo specifico del sottogruppo PFF sarà pertanto quello di una standardizzazione nazionale della modellizzazione delle filiere frutticole ai fini di una valutazione più efficace e di un confronto tra realtà territoriali diverse.

4. Obiettivi e progetti del gruppo di lavoro

Il sottogruppo PFF condivide le finalità degli altri sottogruppi all'interno del GdL Alimentare e Agroindustriale; in particolare le attività in preparazione sono mirate al raggiungimento dei seguenti obiettivi:

(I) contribuire alla standardizzazione delle applicazioni dell'LCA nei sistemi produttivi alimentari del territorio nazionale. Tale standardizzazione sarà funzionale per la comparazione di produzioni differenti e vedrà la descrizione delle *best practices* per la conduzione degli studi;

(II) mettere in evidenza quali pratiche agronomiche e strategie di filiera del settore frutticolo possano essere applicate nei sistemi nazionali per migliorarne la performance ambientale;

(III) la costituzione di un dataset nazionale di riferimento per le produzioni frutticole. Tale dataset dovrebbe contenere l'inventario delle emissioni e delle risorse utilizzate (LCI) per i diversi prodotti nelle diverse condizioni pedoclimatiche di produzione;

(IV) completare e mantenere aggiornata la mappatura nazionale degli studi LCA applicati ai sistemi frutticoli. In particolare i prossimi mesi vedranno i membri del sottogruppo impegnati nel completamento della rilevazione nazionale di studi LCA nei sistemi frutticoli presenti in articoli di riviste internazionali (non ISI), riviste italiane, tesi di dottorato e tesi di laurea.

5. Bibliografia

Baldini, E 1988, 'Arboricoltura generale'. CLUEB Bologna.

Baldo, GL, Marino, M, Rossi, S 2008, 'Analisi del ciclo di vita LCA', Edizioni Ambiente, Milano.

Baumann, H, Tillmann, AM, 2004, 'The Hicker's Guide to LCA', Studentlitteratur, Sweden.

Beccali, M., Cellura, M., Iudicello, M., Mistretta, M., 2009. Resource consumption and environmental impacts of the agrofood sector: life cycle assessment of Italian citrus-based products. *Environmental management*. Springer New York. 43, 707-24.

Beccali, M., Cellura, M., Iudicello, M., Mistretta, M., 2010. Life cycle assessment of Italian citrus-based products. Sensitivity analysis and improvement scenarios. *Journal of environmental management*. 91, 1415-28.

Berners-Lee, M., Hoolohan, C., Cammack, H., Hewitt, C.N., 2012. The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices. *Energy Policy*. 43, 184-190.

Carlsson-Kanyama, A., Ekström, M.P., Shanahan, H., 2003. Food and life cycle energy inputs: consequences of diet and ways to increase efficiency. *Ecological Economics*. 44, 293-307.

Cerutti, AK., Bagliani, M, Beccaro, GL, Peano, C, Bounous, G 2010, 'Comparison of LCA and EFA for the environmental account of fruit production systems: a case study in Northern Italy'. In:

- Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Eds.), Proceedings of LCA food 2010. Bari, vol.2, pp. 99-104.
- Cerutti, AK, Bruun, S, Beccaro, GL, Bounous, G 2011 a, 'A review of studies applying environmental impact assessment methods on fruit production systems'. Journal of Environmental Management 92:2277-2286.
- Cerutti, A.K., Galizia, D., Bruun, S., Mellano, G.M., Beccaro, G.L., Bounous, G., 2011 b. Assessing environmental sustainability of different apple supply chains in northern Italy, in: Finkbeiner, M. (Ed.), Towards Life Cycle Sustainability Management. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 341-348.
- Clasadonte, M.T., Matarazzo, A., Ingraio, C., 2010. Life Cycle assessment of Sicilian peach sector. Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Eds.), Proceedings of LCA food 2010. Bari, pp. 295-300.
- Clasadonte, M.T., Lo Giudice, A., Ingraio, C., 2010. Life Cycle Assessment of the Sicilian citrus fruit field. Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Eds.), Proceedings of LCA food 2010. Bari, pp. 301-306.
- Faostat, 2011. Crop production database. <http://faostat.fao.org>
- Knudsen, M.T., Fonseca de Almeida, G., Langer, V., Santiago de Abreu, L., Halberg, N., 2011. Environmental assessment of organic juice imported to Denmark: a case study on oranges (*Citrus sinensis*) from Brazil. Organic Agriculture. Springer Netherlands. 1, 167-185.
- Notarnicola B., Tassielli G., Settanni E., 2010. Including more technology in the production of a quality wine: the importance of functional unit. In Notarnicola B., Settanni E., Tassielli G., Giungato P. (Eds.), Proceedings of LCA food 2010. Bari, vol. 2, pp. 235-240.
- Milà i Canals, L, Clemente Polo, G 2003, 'Life cycle assessment of fruit production'. In: Mattsson, B., Sonesson, U. (Eds.), Environmentally Friendly Food Processing. Woodhead Publishing Limited and CRC Press LLC, Cambridge and Boca Raton, pp. 29-53. Ch. 4
- Milà i Canals, L., Cowell, S.J., Sim, S., Basson, L., 2007. Comparing domestic versus imported apples: A focus on energy use. Environmental Science and Pollution Research - International. Springer Berlin / Heidelberg. 14, 338-344.
- Notarnicola, B, Salomone, R, Petti, L, Tassielli, G, Giungato, P 2011, 'Principali attività del gruppo di lavoro alimentare e agroindustriale:work in progress'. In Cappellaro, F, Scalbi, S (Eds.), 'La Rete Italiana LCA:prospettive e sviluppi del Life Cycle Assessment in Italia. ENEA, Roma.
- Wallén, A., Brandt, N., Wennersten, R., 2004. Does the Swedish consumer's choice of food influence greenhouse gas emissions? Environmental Science & Policy. 7, 525-535.

Carbon Footprint: un'analisi empirica per la produzione di olio

Maria Claudia, Lucchetti¹; Isabella, Romano; Gabriella, Arcese²

¹Dipartimento SAEG, Università Roma Tre, Via Silvio D'Amico 77, 00175, Roma

²Dipartimento di Management, Università degli Studi La Sapienza,

Via del Castro Laurenziano 9, 00161, Roma

gabriella.arcese@uniroma1.it

Abstract

La necessità di sostenibilità ha spinto le produzioni a porre l'attenzione sugli impatti ambientali che le loro attività possono generare. Lo strumento sicuramente più completo da questo punto di vista è il Life Cycle Assessment. Lo studio ha l'obiettivo di analizzare, attraverso un'analisi di Carbon Footprint, l'impatto della produzione dell'olio extravergine di oliva di un'azienda di produzione. La metodologia adottata, seppur semplificata, è generalizzabile ad altri prodotti, tenendo conto degli standard di riferimento e mostra come, in questo caso, escludendo la fase agricola, gli impatti derivano prevalentemente dalla CO₂ derivante dal consumo di energia degli impianti.

1. Introduzione

I cambiamenti climatici sono una delle maggiori sfide che il mondo dovrà affrontare nei prossimi anni. Le emissioni dei gas ad effetto serra sono senza dubbio le maggiori responsabili dei cambiamenti climatici che si sono verificati negli ultimi decenni. Le emissioni che derivano dai beni e servizi dipendono strettamente dai materiali che vengono scelti per la produzione degli stessi e dalle decisioni che vengono prese durante tutto il ciclo di vita del prodotto. In un'ottica di sostenibilità diventa necessario individuare tutte le fonti di inquinamento ma, ancora più importante è mettere a disposizione dei consumatori uno strumento pratico di valutazione che consenta di contribuire alla riduzione dei gas effetto serra. Nasce così il concetto di Carbon Footprint. Essa è un indicatore che permette di misurare l'impatto ambientale delle attività umane e di valutare la quantità degli effetti prodotti sul clima da parte dei gas ad effetto serra derivanti dalle attività umane, di un'azienda o da un prodotto (Luciani et al. 2011).

L'attenzione nei confronti della sostenibilità è ancora più sentita nel settore agroalimentare. I produttori sono consapevoli del fatto che una maggiore attenzione nei confronti dei temi ambientali porta ad un risparmio energetico, di risorse e di materiali e di conseguenza un beneficio economico per l'azienda.

Lo studio si è concentrato sull'applicazione dell'analisi alla produzione dell'olio extravergine di oliva quantificando, attraverso l'analisi di Carbon Footprint, l'impatto della produzione di 1 kg di prodotto imbottigliato. L'unità funzionale, ovvero l'unità di riferimento utile per quantificare tutti i flussi in entrata e in uscita dai confini del sistema assunti, è costituita da 1 kg di olio extravergine di oliva imbottigliato. Tutta l'analisi è riferita ai consumi avuti nel 2010. Nella definizione dei confini del sistema sono state considerate le fasi che vanno dalla ricezione della materia prima fino all'imbottigliamento.

Non sono state prese in considerazione le fasi di utilizzo, distribuzione e fine vita delle bottiglie, pet e latta perché non sono direttamente sotto il controllo delle aziende produttrici di olio d'oliva.

2. Caratteristiche della produzione dell'olio extravergine di oliva

La qualità finale di un olio dipende da molteplici fattori agronomici e tecnologici che si riferiscono alle tre fasi principali della produzione: coltivazione, frangitura e conservazione dell'olio ottenuto. La produzione di un olio extravergine di oliva richiede, per rientrare nei parametri previsti dalla legislazione vigente, l'osservanza di precise regole che sono molto legati alle tecniche di coltivazione dell'oliveto, a quelle di raccolta, trasporto e conservazione dei frutti, e non ultimo alla trasformazione delle olive e alla conservazione dell'olio ottenuto.

L'olio d'oliva è un grasso che si presenta liquido ad una temperatura ambiente di circa 20 °C, con le seguenti caratteristiche:

Frazione saponabile		97-99%
Composta da:		
Acidi grassi saturi e insaturi:		
	acido oleico	83%
	acido palmitico	5,7-18,6%,
	acido stearico	0,5-4,0%,
	acido linolenico	0,1- 0,6%
	acido linoleico	3,5-20,0%
Frazione insaponificabile		1-3%
Composta da circa 220 sostanze* tra cui:		
*svolgono un ruolo molto importante sia dal punto di vista nutrizionale-salutistico che organolettico oltre che rappresentare un prezioso riferimento analitico per il controllo di genuinità del prodotto. I principali componenti sono:	tocoferoli	
	steroli	
	polifenoli	
	pigmenti	
	alcoli	

Tabella 1: Caratteristiche del prodotto

Le principali fasi del processo produttivo dell'olio di oliva sono le seguenti:

- il ricevimento dell'olio (poiché per la produzione presa in considerazione il prodotto viene interamente acquistato dall'esterno)
- lo scarico
- la filtrazione che avviene in due fasi, la prima con farine di cellulosa e farine di diatomee mescolate assieme, la seconda con cartoncini di pura cellulosa
- lo stoccaggio
- l'imbottigliamento finale.

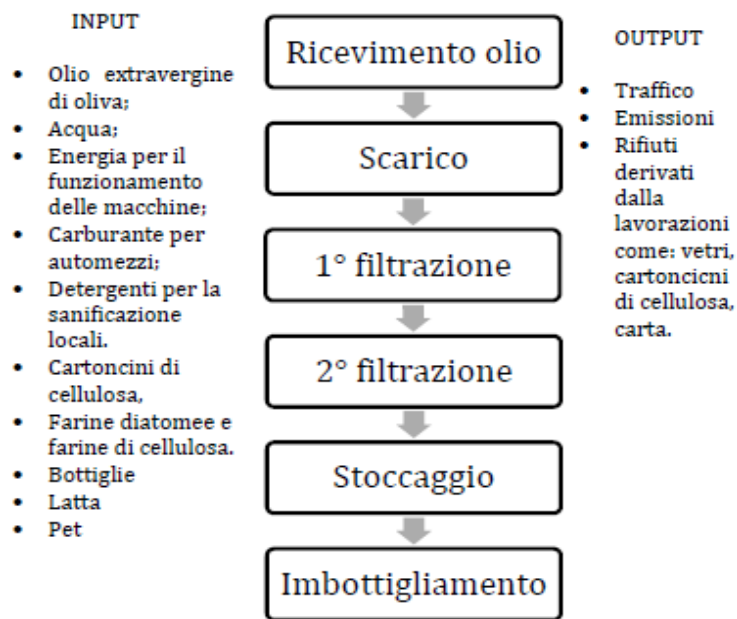


Figura 1: Flow chart delle fasi di imbottigliamento

Nella definizione dei confini del sistema sono state considerate le fasi che vanno dalla ricezione della materia prima fino all'imbottigliamento.

3. La metodologia

Siamo stati abituati ad utilizzare il termine Carbon Footprint per descrivere la quantità di emissioni di anidride carbonica e di altri gas effetto serra derivanti dall'attività produttiva di una organizzazione o di un prodotto sarebbe più corretto parlare di Climate footprint. La ragione per cui ormai siamo abituati ad utilizzare il termine Carbon Footprint è imputabile a due motivi diversi: il primo riguarda il fatto che ormai è entrato a far parte del linguaggio comune, mentre il secondo risiede nel fatto che esistono metodi di calcolo che prendono in considerazione esclusivamente le emissioni di anidride carbonica, altri invece che prendono in considerazione altri gas effetto serra esprimendo poi il loro importo in termini di CO₂ equivalente. Ad oggi, in letteratura, non esiste una definizione unica di Carbon Footprint, quella più utilizzata la definisce come una quantificazione delle emissioni di anidride carbonica o di altri gas effetto serra espressi in CO₂ equivalenti (Wiedmann e Minx, 2007).

Wiedmann e Minx dopo un'attenta analisi della letteratura sono però arrivati alla conclusione che la "Carbon Footprint va a misurare esclusivamente la quantità totale di biossido di carbonio che è direttamente o indirettamente causato da un'attività, che viene accumulata lungo il ciclo di vita di un prodotto." Questa definizione include le attività degli individui, dei governi, delle organizzazioni, i processi industriali ecc.

Tuttavia, sono presenti diversi standard per l'applicazione del modello di calcolo della Carbon Footprint in cui la definizione è, al contrario, molto chiara, in particolare, lo Standard ISO14064, il Publicly Available Specification 2050 (PAS2050) e il Publicly Available Specification 2060 (PAS2060).

Quindi, quando si parla di Carbon Footprint si dovrebbero includere le emissioni di CO₂ dirette ed indirette e tutti gli altri gas effetto serra, espressi in CO₂ equivalenti, ottenendo un risultato che quantifichi l'impatto di tutti i gas ad effetto serra, potendo parlare di Climate footprint.

Per quanto riguarda la metodologia di calcolo è ormai opinione comune che questa dovrebbe considerare gli impatti derivanti dell'intero ciclo di vita, da qui si può comprendere che la Carbon Footprint è data un gruppo di dati derivanti da uno studio di Life Cycle Assessment (LCA) (Luciani, et al. 2011). La LCA è una metodologia standardizzata a livello internazionale dalle norme ISO, in particolare la definizione riportata nella norma UNI EN ISO 14040 esprime la LCA come una "compilazione e valutazione attraverso tutto il ciclo di vita dei flussi in entrata e in uscita, nonché i potenziali impatti ambientali di un sistema di prodotto". Da quanto detto si deduce che la Carbon Footprint deve essere svolta seguendo le linee guida stabilite dalle norme ISO 14040-14044 andando ed evidenziare però solo le emissioni riguardanti la CO₂. È, quindi, corretto dire che la Carbon Footprint permette di valutare l'impatto ambientale di un prodotto o processo? La sostenibilità ambientale non riguarda solo il cambiamento climatico, ma anche altri problemi connessi, come, ad esempio, l'esaurimento di risorse naturali e, la focalizzazione sulle emissioni dei gas ad effetto serra comporterebbe il rischio di aumento degli altri impatti. In uno studio di Laurent, et al., analizzando le correlazioni tra Carbon Footprint di prodotto e altri indicatori si dimostra come, alcuni impatti ambientali spesso non co-variano con i risultati degli impatti relativi ai cambiamenti climatici. In casi come questi, la Carbon Footprint diviene un rappresentante debole dell'effettivo carico ambientale di un prodotto e quindi lo strumento potrebbe rivelarsi non idoneo alla quantificazione degli impatti ambientali (Laurent, et al., 2012).

Nonostante questi aspetti, la Carbon Footprint è riuscita ad emergere con più facilità rispetto ad una LCA completa, proprio perché parziale e in molti casi, il calcolo può essere eseguito on line e gratuitamente anche se non ne viene garantita la sicurezza e l'attendibilità dei dati così. Di fatto però, la maggiore affidabilità scientifica dei rapporti sulle emissioni ha contribuito alla diffusione dello strumento stesso (IPCC, 2007).

4. Caso di studio

L'analisi del ciclo di vita è un metodo oggettivo di valutazione e quantificazione dei carichi energetici ed ambientali e degli impatti potenziali collegati ad un prodotto/processo/attività, lungo l'intero ciclo di vita. A livello internazionale è regolato dalle norme ISO 14040 e ISO 14044. Nel caso oggetto di studio l'analisi effettuata ha l'obiettivo di andare a quantificare l'impronta di carbonio generato dalla produzione. Nello specifico i dati riportati corrispondono all'ammontare di anidride carbonica e di metano espresso in CO₂ eq. generato dall'utilizzo degli impianti, dell'energia elettrica e gas naturale impiegati per il processo analizzato.

Le particolarità di questa analisi risiedono nel fatto che non si è fatto ricorso ad un software ma, si è partiti da formule generali per arrivare ad un modello di calcolo semplice e generalizzabile. L'unità funzionale è costituita da 1 kg di olio extravergine di oliva imbottigliato. Avendo individuato come unità funzionale 1 kg di olio extravergine

di oliva, sono state convertite le quantità di olio extravergine totale confezionato da litri in chilogrammi per comodità di calcolo.

Tutta l'analisi è riferita ai consumi dell'azienda per l'anno 2010. L'azienda oggetto del presente studio si occupa prevalentemente di confezionamento, infatti, circa l'80% della materia prima è acquistata da fornitori terzi e geograficamente di origini diverse. Il quantitativo di produzione che corrisponde al prodotto "olio extra-vergine di oliva" corrisponde al 54% della produzione aziendale totale¹³. La restante parte (46%) si riferisce al resto della produzione e che non entra nel ciclo di produzione dell'olio extra vergine di oliva. In particolare in questa ultima percentuale rientrano la sansa, i sotto prodotti, i semilavorati, gli aromatizzati e altri prodotti minori.

Il consumo complessivo di gas naturale per il 2010 è risultato pari a 892.347 Std m³ per l'unità funzionale presa in analisi.

Avendo a disposizione il dato totale del consumo di gas naturale, per stimare quello imputabile alla produzione di olio extravergine di oliva si sono sottratti dal totale i consumi derivanti dai reparti che non prendono parte al processo produttivo dell'extravergine, utilizzando un criterio di allocazione di massa.

Si ottiene la quantità di consumi imputabili ai processi comuni all'olio extra vergine di oliva.

Il consumo del gas naturale è stato individuato dalle letture dei contatori, disponibili separatamente in azienda e dalle bollette fornite dalla stessa. Si stima quanto segue:

- i consumi derivanti dai reparti che non prendono parte al processo produttivo dell'olio extravergine è pari a 889.001 Stdm³, il quantitativo corrispondente invece all'unità funzionale corrisponde a 3.346 Stdm³;
- come per il gas anche il consumo dell'energia elettrica viene desunto dalle bollette emesse dal fornitore. Dalle stesse si evince che: il consumo complessivo di energia elettrica per il 2010 è stato pari a 3.188.868 kWh;
- i consumi derivanti dai reparti che prendono parte al processo produttivo dell'olio extravergine è pari a 2.234.795 kWh.

Essendo l'obiettivo del nostro studio la quantificazione delle emissioni di CO₂, in base ai calcoli svolti sopra si passa ad individuare quanta CO₂ si può imputare al consumo di gas ed energia elettrica utilizzata nelle fasi oggetto del presente studio. Il calcolo della CO₂ emessa dalla combustione del gas naturale consumato nel corso del 2010 è stato effettuato utilizzando i dati riportati all'interno della Deliberazione n. 14:2009 del Ministero della Tutela dell'Ambiente "Disposizioni di attuazione della decisione della Commissione Europea 2007/689/CE che istituisce le linee guida per il monitoraggio e la comunicazione delle emissioni di gas effetto serra". I coefficienti utilizzati per il calcolo sono i seguenti:

- Consumo di gas naturale per la produzione di extravergine di oliva pari a 1806,84 Std m³
- Potere calorifico inferiore: 35,00 GJ/1.000 Std m³
- Fattore di emissione: 55,91 tCO₂/TJ
- Fattore di ossidazione: 0,995

¹³ Dato fornito dall'azienda in base alle statistiche interne sulla produzione del 2010.

$$\text{tCO}_2 = 1.806,84 \text{ Std m}^3 * 35,00 \text{ (GJ/1.000 Std m}^3 \text{)} * 55,91 \text{ (tCO}_2\text{/TJ)} * 1/1.000 \text{ (TJ/GJ)} * 0,995 = 3,518$$

La CO₂ emessa da gas naturale imputabile alla produzione di olio extravergine di oliva per il periodo 2010 è pari a 3,518 t. Ai fini del calcolo della quantità di CO₂ emessa dall'utilizzo dell'energia elettrica occorre fare riferimento ai dati forniti dall'ENEL e dall'Autorità per l'Energia Elettrica ed il Gas (AEEG). Questi dati vengono periodicamente aggiornati l'ultimo dato disponibile da fonti ENEL indica un rapporto specifico di CO₂ per kWh pari a 443 gCO₂/kWh per l'anno 2009. Pertanto il consumo energia elettrica per la produzione dell'olio extravergine di oliva è stata pari a: 1.206.789,3 kWh che corrisponde a 534,607 t di CO₂.

Il totale della CO₂ emessa per l'anno 2010 riferita alla sola produzione di olio extravergine è pari a 534,607 + 3,518 = 538,125 t.

Sapendo che la quantità di olio extravergine di oliva è pari a 23.596.979,82 kg, i grammi di CO₂ per chilogrammo di materia prima lavorata corrispondono a 22,80 g/kg. È importante tenere in considerazione il fatto che, i principali studi di Carbon Footprint sui prodotti agroalimentare includono l'attività agricola, esclusa in questo studio per carenza di informazioni specifiche del caso. Se consideriamo l'attività agricola come responsabile del 33% del totale delle emissioni mondiali annuali, corrispondente al 46% di protossido di azoto e il 45% di metano da fermentazione enterica e solo per il 9% da anidride carbonica (World Resource Institute, 2010). Il metano seppur in minima parte rispetto alla produzione agricola, è imputabile anche alla produzione di energia elettrica, presente nel ciclo produttivo preso in analisi e, in particolare, per la fase di imbottigliamento.

Volendo stimare questo fattore risulta che il metano corrispondente alla produzione di energia elettrica per combustione è pari a 120 t CO₂ eq¹⁴.

5. Valutazione dei risultati

Con i dati ottenuti dall'analisi e quelli disponibili in letteratura è possibile valutare gli impatti derivanti dalla CO₂ emessa da gas naturale ed energia elettrica e la quantità di metano. Nel grafico di Figura 2 è rappresentata la quantità di emissioni di CO₂ eq. emessa dall'utilizzo delle diverse fonti energetiche.

¹⁴ Tenendo conto del fattore di conversione 1 g di CH₄ = 21 g CO₂ eq.

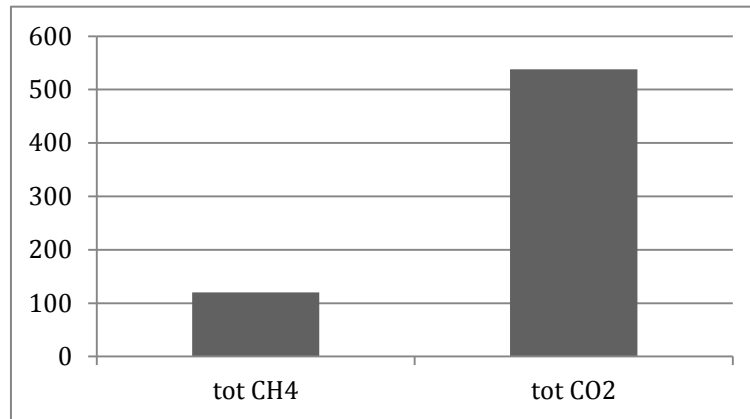


Figura 2: Rappresentazione grafica emissioni CO₂ espressi in tonnellate

Come si evince dal grafico, le emissioni di CO₂ provengono prevalentemente dall'energia elettrica mentre in misura nettamente minore dal metano imputabile alla produzione.

6. Conclusioni

Le imprese, i Governi e i cittadini consapevoli di questo, si stanno sensibilizzando sugli effetti che provocano le loro scelte. Il consumatore stesso oggi ha la possibilità di scoprire quali sono le imprese che operano in maniera sostenibile e privilegiare così una impresa piuttosto che un'altra.

Nel settore privato, molte aziende stanno applicando la metodologia *Carbon Footprint* sia sui prodotti che sui servizi, consapevoli del vantaggio che possono trarne. Gli esperti ritengono che l'approccio del ciclo di vita stia diventando parte del nostro modo di progettare prodotti e servizi, questo influisce anche sulle scelte del consumatore e ciò contribuirà a far diminuire i comportamenti dannosi di certe imprese nei confronti dell'ambiente. Questa sicuramente non è la soluzione a tutti i problemi ambientali ma ci può aiutare a sviluppare best practice di sostenibilità.

7. Bibliografia

BSI 2008, PAS 2050:2008. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. <http://www.bsigroup.com/en/StandardsandPublications>.

BSI 2010, PAS 2060:2010. Specification for the demonstration of Carbon neutrality, <http://www.bsigroup.com/en/StandardsandPublications>.

BSI 2011, The Guide to PAS 2050:2011. <http://www.bsigroup.com/en/StandardsandPublications>.

Cellura, M., Longo, S., Mistretta, M., 2011. Energie e Tecnologie sostenibile: stato dell'arte e life Cycle Assessment, Dossier. Rete Italiana Lca: prospettive e sviluppi del Life Cycle Assessment in Italia. A cura di Cappellaro, F., Scalbi, S., 47-55.

Hillier, J., Hawes, C., Squire, G., Hilton, A., Wale S., Smith, P., 2009. The Carbon Footprint of food cropp production, International journal of Agricultural Sustainability, vol. 7, no 2, pp. 107-118.

IPCC, 2011, Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation- Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1075 pp.

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo G. 2010. Estimation of the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain), *Sci Total. Environ.* VOL.408, no.22, pp. 5284-5294.

ISO 2006, Standard ISO14064:2006. Greenhouse Gases.

Laurent, A., Olsen, S. I., Hauschild, M.Z., 2012. Limitations os Carbon Footprint as Indicator of Environmental Sustainability, *Environmental Science and Technology*, no. 46, pp.4100-4108.

Lenzen, M., Wood, R., Wiedmann, T. 2010, A Carbon Footprint Time Series Of The UK – Results From a Multi-Region Input–Output Model, *Economic Systems Research*, vol. 22, no. 1, March 2010, pp. 43-63.

Larsen, H.N., Hertwich, E., 2010. Implementing Carbon-Footprint-Based Calculation Tools in Municipal Greenhouse Gas Inventories. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 14, no 6, pp. 965–977.

Luciani, R., Masoni, P., Santino, D., 2011. Indicatori di sostenibilità ambientale: la carbon footprint, Enea.

Nocentini, S., 2011. I Distretti energetici agroforestali fra sostenibilità economica e tutela ambientale, *Italian Journal of Forest and Mountain Environments*, vol. 66, no. 4, pp. 263-266.

Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J., Løkke, S., 2008, Carbon Footprint A Catalyst for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology*, vol. 12, no. 1, pp. 3-6.

Wiedmann, T., 2010, Editorial: Carbon Footprint and Input-Output Analysis – An Introduction, *Economic Systems Research*, volume 22, no. 1, March 2010, pp. 43-63.

Wiedmann, T., Minw, J., 2010, A definition of “Carbon Footprint”, Research and consulting - ISAUK Research Report 07-01, available at www.censa.org.uk.

Un'applicazione dell'Analisi del Ciclo di Vita come strumento di green marketing: il caso dell'olio extravergine di oliva della Val di Cornia

F.Testa^a, I.Bartolozzi^{a*}, F.Iraldo^{ab}

^a Istituto di Management, Scuola di Studi Superiore Sant'Anna, Piazza Martiri della Libertà 33, 56127, Pisa, Italia

^b IEFE – Institute for Environmental and Energy Policy and Economics, Università Bocconi, Via Roentgen 1, 20136, Milano, Italia
i.bartolozzi@sssup.it

Abstract

L'interesse verso le tematiche ambientali è in costante affermazione negli ultimi anni, insieme all'idea che le scelte del consumatore possano contribuire a migliorare le prestazioni ambientali del sistema produttivo. In questo contesto, sono stati introdotti molti schemi di certificazione di prodotto pubblici e privati, spesso applicati al settore agroalimentare, soprattutto per valorizzare il 'capitale culturale' di aree rurali. In questo studio, l'analisi del ciclo di vita è stata applicata per valutare gli impatti ambientali associati alla produzione di olio extravergine di oliva nel territorio della Val di Cornia, in Toscana e per supportare l'implementazione sperimentale di un sistema di qualificazione ambientale di prodotto, gestito localmente, che integri le caratteristiche delle etichette ambientali di tipo I e III.

1. Introduzione

Gli approcci volontari sono considerati fin dai primi anni '90 importanti strumenti di policy, complementari ad una strategia di comando e controllo (Khanna, Damon, 1999; Darnall, Sides 2008; Blanco et al., 2009), che consentono di raggiungere obiettivi efficaci e largamente accettati senza compromettere la competitività delle aziende. Uno degli strumenti volontari più diffusi è sicuramente l'eco-labelling, che può incoraggiare i consumatori a cambiare le loro abitudini e stimolare il risparmio di risorse nelle aziende (Erskine, Collins, 1997), nonché supportare lo sviluppo di prodotti più *environmental-friendly* (Rubik et al., 2008).

Gli schemi di qualificazione basati sull'etichettatura sono molto diffusi nel settore *food*, volti soprattutto a valorizzare il 'capitale culturale' di un'area rurale attraverso il legame con il territorio, e standard di produzione che apportano benefici allo status socio-economico dell'area. Tali caratteristiche sono associate a marchi (Tregear et al., 2007), quali, il marchio DOP (Denominazione di Origine Protetta) o il marchio IGP (Indicazione Geografica Protetta) per i prodotti agricoli, definiti dal Regolamento CE 2081/92, con l'obiettivo di promuovere caratteristiche fisiche (ad es. suolo, clima) e/o culturali (ad es. processi produttivi tradizionali) di un territorio locale.

In anni recenti, l'attenzione per le tematiche ambientali si è affermata insieme all'idea che le scelte del consumatore possano influenzare positivamente le performance ambientali dei sistemi di produzione. Tuttavia, la proliferazione di etichette verdi poco regolamentate e l'assenza di fiducia da parte dei consumatori danneggia significativamente le aziende che promuovono in maniera corretta i loro prodotti *green*. Da qui la necessità di basare tali etichette su metodologie di valutazione standardizzate e condivise e sulla trasmissione corretta dell'informazione al consumatore, per consentire un acquisto consapevole.

La Valutazione del Ciclo di Vita (LCA) è uno strumento basato sulle norme della serie ISO 14040:2006 e 14044:2006 (ISO, 2006b), e ampiamente consolidato per la valutazione degli impatti ambientali del ciclo di vita di un processo o prodotto (Lee et al. 1995). Gli impatti ambientali potenziali stimati sono riferiti all'unità funzionale e sono generati dal consumo di risorse e dal rilascio di flussi di scarto nell'ambiente riferiti a tale unità (Nissinen et al., 2007). L'analisi LCA è utilizzata sia a livello di singolo prodotto di una specifica impresa che per categorie di prodotti (ad es. per lo sviluppo dei criteri ambientali per l'Ecolabel europeo). In particolare nel settore agroalimentare, dove gli schemi di qualificazione di prodotto coinvolgono più produttori che adottano pratiche comuni, la LCA può essere una valida tecnica per definire le soglie ambientali da rispettare (Anderesson, 1998; Cellura, 2012).

In questo studio, l'analisi LCA è stata utilizzata per valutare il consumo di risorse naturali e gli impatti ambientali potenziali associati alla produzione di olio extravergine di oliva, come punti di riferimento per lo sviluppo di uno schema locale di qualificazione di prodotto, che integri le caratteristiche degli ecolabel di tipo I e III, definite dagli standard ISO (ISO, 1999, 2006a).

La produzione dell'olio di oliva è una tipica attività dell'area mediterranea e l'LCA è stata spesso applicata per supportarne la valorizzazione (Fiore et al., 2009), come strumento di green marketing (si veda la pubblicazione nel 2010 del documento PCR (product category rules) alla base dello schema di certificazione EPD), e per supportarne il miglioramento delle performance ambientali (Avraamides, Fatta, 2008).

Un esempio concreto riguarda il progetto Eco appennino, finanziato dall'Unione Europea e coordinato dal gruppo di Azione Locale "L'Altra Romagna", in cui lo studio di LCA è stato effettuato con una duplice valenza: i) individuare gli impatti potenziali sull'ambiente più significativi dell'Olio d'Oliva DOP; ii) sulla base degli aspetti individuati, sviluppare un marchio (ancora in corso di definizione), che attesti che il produttore si sia impegnato in azioni che portano a ridurre il potenziale impatto ambientale (Peacock et al. 2011).

Similarmente, l'oggetto dell'analisi LCA di cui al presente studio, è la produzione media di olio extravergine di oliva in Val di Cornia, un'area rurale della Toscana meridionale. Lo studio si è svolto nel contesto del progetto EU Life+ ECCELSA ed ha coinvolto un campione rappresentativo di olivicoltori locali.

2. Metodi

2.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo generale del Progetto ECCELSA era la verifica, in dieci aree del territorio nazionale, dell'utilità dell'approccio cluster a supportare le strategie ambientali e di competitività nelle piccole medie imprese.

Con l'analisi LCA dell'olio extravergine di oliva della Val di Cornia si sono intesi definire i requisiti ambientali da proporre alla base di uno schema locale di qualificazione del prodotto che combini processi produttivi ambientalmente sostenibili e vantaggi competitivi per i produttori locali, in una esperienza pilota in corso di sviluppo a livello nazionale in collaborazione con alcune autorità regionali, che vuole supportare le politiche locali per la produzione e abitudini di consumo sostenibili, come spesso indicato dalla Commissione (EC, 2007).

L'unità funzionale di riferimento degli impatti ambientali calcolati è 1 kg di olio extravergine di oliva come prodotto medio del territorio della Val di Cornia. Essendo l'olio extravergine di oliva il prodotto di maggior pregio economico della filiera, si è adottato un criterio di allocazione basato sul valore economico, ipotizzando trascurabile il valore dei sottoprodotti.

Per focalizzare l'attenzione sulle caratteristiche territoriali della produzione, l'analisi si configura 'dalla culla al cancello', includendo la fase di produzione agricola e la fase di estrazione dell'olio al frantoio (Avraamides, Fatta, 2008), ed escludendo le fasi di imballaggio, trasporto dell'olio al rivenditore, la fase di consumo e il fine vita.

Nella fase agricola, è stata esclusa la fase di impianto degli olivi poiché l'età media delle piante risulta superiore a 15 anni. I residui della potatura e le acque di lavaggio del frantoio non sono stati considerati come rifiuti da inviare a smaltimento bensì riutilizzati all'interno del sistema come ammendanti del suolo, mentre la sansa viene considerata un sottoprodotto a cui si è ipotizzato di allocare una quota nulla degli impatti ambientali del sistema.

2.2 Analisi di inventario

I dati primari relativi alla intera filiera di produzione dell'olio sono stati raccolti mediante questionario sottoposto agli olivicoltori e al frantoio che hanno collaborato alla ricerca e integrati con dati acquisiti dal database Ecoinvent, integrato nel software SimaPro. Attraverso le associazioni di categoria (Coldiretti, CIA, Consorzio dei produttori biologici della Val di Cornia), gli agricoltori sono stati coinvolti in incontri pubblici in cui si è illustrato l'obiettivo generale del Progetto e il questionario in dettaglio. I dati raccolti dal campione di aziende sono riferiti all'anno 2009 (Tabella 1).

Numero Olivi totale	Media Piante in produzione	Superficie oliveti	Produzione totale di olive	Produzione totale di olio	Resa media
13413	80%	55,30 ha	151.150 kg/a	23.190 kg/a	15,34%

Tabella 1: Caratteristiche complessive delle aziende coinvolte nello studio LCA

Nella fase agricola sono incluse le fasi di: gestione del suolo; produzione, trasporto, applicazione di fertilizzanti, pesticidi ed erbicidi e gestione dei relativi imballaggi; potatura e gestione degli sfalci (combustione in riscaldamento domestico, combustione in fuoco controllato all'aperto, triturazione e utilizzo come fertilizzante); raccolta delle olive e trasporto al frantoio.

Gli input/output principali di questa fase, riferiti a 1 tonnellata di olive, sono riportati in Tabella 2.

	Input							Output
	Water (m ³)	Electricity (kWh)	Fuel (cultivation) (L)	Fuel (transport) (L)	Fertilisers (kg)	Pesticides (kg)	Herbicides (kg)	Packaging (kg)
Quantità	0,49	1,19	71,54	1,36	40,36	3,23	0,99	0,62

Tabella 2: Input/Output principali per la produzione di 1 t di olive in Val di Cornia

Il frantoio locale effettua la frangitura con ruote metalliche e l'estrazione per centrifugazione a tre fasi. Nella produzione dell'olio sono quindi inclusi il lavaggio e la frangitura delle olive e l'estrazione dell'olio con consumo di energia, acqua e prodotti chimici per la pulizia dei macchinari (Tabella 3). Le acque di vegetazione vengono utilizzate perlopiù localmente come fertilizzante, mentre la sansa prodotta, trasportata a un impianto di trattamento, entra in un ciclo di vita differente.

	Input				Output	
	Water (m ³)	Electricity (kWh)	Fuel (L)	Sodium hydroxide (kg)	Pomace (kg)	Wastewater (kg)
Quantità	0,09	3,13	0,33	0,01	46	0.09

Tabella 3: Input and output del frantoio, riferiti a 1000 kg olive trattate

2.3 Risultati della valutazione degli impatti del ciclo di vita

Il modello LCA elaborato mostra che per la produzione media di 1 kg di olio extravergine di oliva si utilizzano 6,52 kg di olive (resa 15,3%). Per la produzione, vengono coltivati $3,65 \cdot 10^{-4}$ ha di suolo, con un consumo, per le operazioni di soil management, applicazione fertilizzanti e pesticidi, di 0,239 kg di gasolio e 113 kg di acqua. Per la fertilizzazione, si impiegano 0,112 kg di urea, 0,151 kg di ammonio nitrato fosfato e come pesticidi, 0,156 kg di composti organofosforici. Con la potatura vengono prodotti circa 24,5 kg di residui destinati a combustione all'aperto, 186,5 g di residui tritati e utilizzati come fertilizzante e 139 g di legname utilizzato per il riscaldamento domestico. Per il trasporto al frantoio delle olive necessarie a produrre 1 kg di olio si consumano mediamente 0,111 kg di gasolio. Nelle operazioni di frantoio, si consumano 0,00163 kg di acqua, 0,113 MJ di elettricità e 0,00343 kg di gasolio, con la produzione di 0,935 kg di acque di vegetazione.

Nella fase di valutazione degli impatti ambientali, si è applicato il metodo CML2000 e solo alcune categorie di impatto potenziale, di interesse ai fini dello studio, sono state selezionate: il riscaldamento globale (kg CO₂ eq.), l'eutrofizzazione (kg PO₄⁻³eq), l'acidificazione (kg SO₂ eq), la tossicità umana e terrestre (kg DB eq). Sono stati anche valutati il consumo di risorse fossili non rinnovabili (MJ) e il consumo idrico (kg H₂O).

I risultati per ciascuna categoria di impatto, con il contributo relativo delle principali fasi del processo, sono riportati in Tabella 4.

Categoria di impatto	Unità/kg olio	Totale	Fase agricola (%)	Lavorazione frantoio (%)	Trasporto olive (%)
Acidification	kg SO ₂ eq	0,033	88,9	3,63	7,49
Eutrophication	kg PO ₄ ⁻³ eq	0,015	92,66	2,04	5,3
Global warming (GWP100)	kg CO ₂ eq	4,228	76,28	8,32	15,39
Human toxicity	Kg DB eq	6,1	94,1	0,78	5,15
Terrestrial toxicity	Kg DB eq	0,026	89,2	2,38	8,4
Non renewable, fossil	MJ eq	86,826	85,04	3,92	11,03
Water	m ³	0,113	94,42	-0,54	6,12

Tabella 4: Impatti ambientali per 1 kg di olio extravergine di oliva, prodotto medio di Val di Cornia

Alla produzione di 1 kg di olio di oliva extravergine si associano gli impatti ambientali di 0,033 kg SO₂ eq. (acidificazione), 0,015 kg PO₄⁻³eq. (eutrofizzazione), 4,228 kg CO₂ eq. (riscaldamento globale), 6,1 kg DB eq (tossicità umana), 0,026 kg DB eq (tossicità terrestre) e il consumo di 86,826 MJ di risorse fossili non rinnovabili e di 113 kg di acqua. La fase agricola risulta essere quella con maggiore impatto su tutte le categorie ambientali.

Per l'acidificazione e l'eutrofizzazione, l'impatto è pari al 90% e al 93%, rispettivamente. Il riscaldamento globale e del consumo di risorse fossili non rinnovabili hanno un contributo dalla fase agricola del 76% e dell'85%, rispettivamente, mentre per il consumo idrico, il contributo è di circa il 94%.

Analizzando in dettaglio i contributi delle fasi del processo alle varie categorie di impatto, si osserva che, per il riscaldamento globale, i contributi derivano per circa il 30% dalle fasi di applicazione dei pesticidi e dei fertilizzanti, con l'uso dei trattori e la produzione dei composti chimici. Un ulteriore 30% deriva dalla raccolta con l'uso di combustibile per i trattori, mentre il trasporto contribuisce per circa il 15%. L'utilizzo come ammendante dei residui di potatura trinciati comporta un risparmio emissivo di circa il 23% rispetto allo scenario in cui questi vengano smaltiti come rifiuto.

L'applicazione dei pesticidi contribuisce per il 52% al potenziale di acidificazione, mentre quella dei fertilizzanti e la raccolta delle olive contribuiscono rispettivamente per circa il 25%. Le altre fasi hanno un contributo inferiore al 10%, mentre con l'utilizzo dei residui trinciati come fertilizzante si risparmia circa il 18% di emissioni acidificanti. Il potenziale di eutrofizzazione riceve un contributo del 64% dalla produzione di pesticidi e di circa il 15% rispettivamente dalla fase di fertilizzazione e di raccolta delle olive. L'uso di sfalci triturati come ammendante comporta un risparmio emissivo dell'8%.

Il consumo idrico deriva per il 71% dall'applicazione dei pesticidi e per il 13% dalla fertilizzazione, soprattutto per la produzione dei composti chimici piuttosto che per l'erogazione del prodotto vera e propria.

Il consumo di risorse non rinnovabili è collegato principalmente all'uso di combustibile fossile e alla produzione di reagenti chimici quali la fertilizzazione e l'applicazione di pesticidi, che contribuiscono rispettivamente per circa il 25%. La raccolta delle olive contribuisce per circa il 21%, mentre la fase di potatura e trinciatura e il trasporto delle olive contribuiscono rispettivamente per l'8% e l'11%.

3. Conclusioni

La presente analisi LCA è stata effettuata su un campione di aziende olivocoltrici della Val di Cornia per valutare il carico ambientale di 1 kg di olio extravergine di oliva prodotto nel territorio, relativamente alle categorie di impatto riportate in Tabella 4. La fase agricola risulta essere maggiormente impattante su tutte le categorie ambientali, in particolare, per l'acidificazione, eutrofizzazione e consumo idrico, gli impatti maggiori derivano dalla produzione dei pesticidi. Le fasi in cui si ha impiego di combustibile, quali l'applicazione di fertilizzanti e pesticidi e la fase di raccolta delle olive contribuiscono in maniera analoga al riscaldamento globale e al consumo di risorse fossili non rinnovabili. Tuttavia, l'uso dei residui di potatura come ammendante e per il riscaldamento domestico apporta vantaggi significativi per alcune categorie di impatto. Nella fase di estrazione dell'olio, il recupero delle acque di vegetazione come ammendante porta una riduzione del consumo idrico, dell'eutrofizzazione e del riscaldamento globale.

I risultati di questa analisi suggeriscono che si possa avere una riduzione degli impatti ambientali del ciclo produttivo dell'olio, con la riduzione dell'uso dei pesticidi e dei fertilizzanti o con il riciclo interno di output del processo.

Inoltre, i risultati ottenuti sono stati utilizzati per definire una delle tre tipologie di requisiti prestazionali ambientali dello schema di certificazione ambientale dell'olio di oliva proposto. In dettaglio, sono state individuate 3 tipologie di requisiti.

- territoriale: il criterio stabilisce il legame del prodotto con il territorio, prescrivendo l'utilizzo di una percentuale minima di olive prodotte in Val di Cornia. Le certificazioni DOP o IGP consentono di soddisfare il requisito.
- gestionale: il soggetto può implementare un'iniziativa tecnica o manageriale finalizzata a ridurre l'impatto ambientale nel ciclo produttivo dell'olio tra quelle individuate dagli stakeholder locali.
- prestazionale: il criterio stabilisce una soglia quantitativa per gli aspetti ambientali più significativi, identificati dalla LCA, espressi da indicatori di performance ambientale, e che sono gli standard qualitativi ambientali che devono essere raggiunti.

Per i requisiti prestazionali sono stati definiti tre scenari con diversi livelli di stringenza:

- scenario *green light label*, con soglie di ingresso non particolarmente stringenti in modo da favorire la diffusione dello schema di qualificazione;

- scenario *green competition*, caratterizzati da soglie prestazionali particolarmente stringenti e dalla comunicazione in etichetta delle prestazioni del singolo produttore;
- scenario *territorial marketing* in cui, in fase di avvio, si prevedono solo requisiti gestionali e in cui i risultati della LCA sono utilizzati per comunicare la prestazione ambientale del prodotto medio (etichetta ISO di tipo III per la comunicazione del prodotto).

Mediante un'analisi multicriteria, gli stakeholder locali hanno valutato l'impatto potenziale delle tre opzioni sulla filiera ed optato per la sperimentazione dello scenario *green light label*, più idoneo a supportare inizialmente lo schema stimolando contemporaneamente il miglioramento degli aspetti ambientali della produzione locale di olio di oliva.

Attualmente, mediante la firma di un protocollo d'intesa, le pubbliche amministrazioni locali e le associazioni di categoria stanno predisponendo le azioni necessarie al lancio della sperimentazione dello schema di qualificazione.

L'obiettivo non è quello di creare un ulteriore sistema di etichettatura che andrebbe soltanto a contribuire alla proliferazioni di marchi ambientali che generano confusione nel consumatore, bensì rafforzare le politiche di valorizzazione della tipicità locale associando alle informazioni di carattere territoriale e culturale quelle sulle prestazioni ambientali di una delle principali produzioni tipiche. L'intento delle pubbliche amministrazioni, firmatarie del protocollo, è quello di inserire tale sistema di qualificazione in una più ampia strategia di marketing territoriale e valorizzazione delle produzioni tipiche locali.

4. Ringraziamenti

Lo studio si è svolto nell'ambito del progetto ECCELSA, con il contributo del fondo Life della Commissione Europea.

5. Bibliografia

Andersson, K, Ohlsson, T, Olsson, P, 1998. Screening life cycle assessment (LCA) of tomato ketchup: a case study. *Journal of Cleaner Production*. 6, 277-288.

Avraamides, M, Fatta, D, 2008. Resource consumption and emissions from olive oil production: a life cycle inventory case study in Cyprus. *Journal of Cleaner Production*. 16, 809-821.

Blanco, E, Lozano, J, Maquieira, JR, 2009. A dynamic approach to voluntary environmental contributions in tourism. *Ecological Economics*. 69, 104-114

Cellura, M, Ardente, F, Longo, S, 2012. From the LCA of food products to the environmental assessment of protected crops districts: A case-study in the south of Italy, *Journal of Environmental Management*. 93, 194-208

Darnall N, Sides, S, 2008. Assessing the Performance of Voluntary Environmental Programs: Does Certification Matter? *The Policy Studies Journal*. 36, 95-117

Erskine, CC, Collins, L, 1997. Eco-labelling: success or failure? *The Environmentalist*. 17, 125-133

European Commission, 2007. Background Document to the Consultation on the Action Plans on Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy. DG Environment, Brussels. From: http://ec.europa.eu/environment/eussd/escp_en.html.

- Fiore, M, et al. 2009. Certificazione ambientale di prodotti agroalimentari: LCA dell'olio d'oliva, ARS 122 - luglio / settembre, 12-20.
- ISO 1999, ISO 14024:1999, Environmental labels and declarations -- Type I environmental labelling -- Principles and procedures. ISO publishing, Geneve
- ISO 2006a, ISO 14025:2006, Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedure, ISO publishing, Geneve
- ISO 2006b, ISO 14040:2006, Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles Framework. International Organisation for Standardisation, ISO publishing, Geneve
- Khanna, M, Damon, L.A, 1999. EPA's Voluntary 33/50 Program: Impact on Toxic Releases and Economic Performance of Firms. *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, 1-25
- Lee, JJ, O'Callaghan, P, Allen, D, 1995, Critical review of life cycle analysis and assessment techniques and their application to commercial activities. *Resources, Conservation and Recycling* 13, 37-56
- Nissinen, A, et al. 2007. Developing benchmarks for consumer-oriented life cycle assessment-based environmental information on products, services and consumption patterns, *Journal of Cleaner Production*. 15, 538-549
- Peacock, N., D. Pennington, C. De Camillis, H. Aichinger, A. Parenti, J.-P. Renaud, A. Raggi, F. Brentrup, B. Sára, U. Schenker, N. Unger, F. Ziegler, "Towards a harmonised framework methodology for the environmental assessment of food and drink products", *Intl Journal LCA*, Vol. 16, No. 3, 2011, pp. 189-197
- Rubik, F, Scheer, D, Iraldo F, 2008. Eco-labelling and product development: potentials and experiences, *International Journal of Product Development*, 6, 393 – 419

Life Cycle Assessment ed eMerger applicate al confronto tra sistemi di produzione biologica e convenzionale

Elena, Neri^{1,*}, Francesca, Rossetti¹, Benedetto, Rugani², Valentina, Niccolucci³, Simone, Bastianoni¹, Nadia, Marchettini³

¹ Ecodynamics Group, Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Siena,
via A. Moro, 2 – 53100 Siena - Italy

² Environmental evaluation & management, Public Research Centre Henri Tudor (CRPHT) - Resource
Centre for Environmental Technologies (CRTE) 66,
rue de Luxembourg - P.B. 144, L-4002, Esch-sur-Alzette, Luxembourg

³ Ecodynamics Group, Dipartimento di Chimica, Università degli Studi di Siena,
via della Diana, 2A – 53100 Siena, Italy

elena.neri@unisi.it

Sommario

Il presente studio propone un'applicazione comparata di Life Cycle Assessment (LCA) ed eMerger (EM) per il confronto tra sistemi di produzione condotti secondo principi biologici con sistemi di produzione convenzionali. Filiere produttive di due prodotti tipici toscani, il vino e l'olio d'oliva, sono state analizzate al fine di determinare se prodotti gestiti secondo le pratiche di agricoltura biologica, possono realmente costituire, sia per i produttori che per i consumatori, una scelta preferibile rispetto a prodotti appartenenti a filiere ad ampia distribuzione, gestite convenzionalmente. Sono state selezionate due aziende come casi di studio, al fine di valutare la sostenibilità ambientale dei sistemi produttivi da esse adottati. L'applicazione di LCA ed EM ha messo in evidenza come l'utilizzo parallelo delle due metodologie di analisi sia necessario al fine di ottenere risultati più significativi.

1. Introduzione

Negli ultimi decenni i sistemi agro-alimentari sono stati caratterizzati da una continua espansione delle cosiddette *filiera lunghe*, ad ampia distribuzione, in cui la distanza tra produttori e consumatori è resa sempre maggiore e sempre più complicata da un numero crescente di soggetti intermediari. La *filiera corta* si contrappone così alla *filiera lunga*, configurandosi come una strategia alternativa in grado di creare una rete di rapporti tra produttori consapevoli e consumatori informati. La filiera corta mette sul mercato il raccolto direttamente tramite il contadino o mediante rivenditori presenti nelle vicinanze dei luoghi di produzione ed è parte integrante del più ampio tema dell'*agricoltura biologica* a cui sono associate gestioni agricole eco-sostenibili, attente all'utilizzo del terreno nel pieno rispetto dei cicli naturali. Il tema del consumo consapevole è in continuo sviluppo e con esso sono chiarificati gli effetti delle scelte dei consumatori. Lo scopo del presente lavoro è di determinare, utilizzando due indicatori di sostenibilità ambientale (Life Cycle Assessment (LCA) ed eMerger (EM)), se prodotti biologici, a distribuzione locale possono effettivamente costituire una scelta preferibile sia dal punto di vista del produttore sia del consumatore, al fine di ridurre gli impatti. La gestione di un'azienda secondo dettami biologici, infatti, spesso non è sufficiente a garantirne in forma assoluta la sostenibilità economica, per questo motivo in letteratura si aprono spesso dibattiti sui confronti tra le due tipologie di gestione (Norton et al., 2009). In quest'ottica può risultare interessante il confronto tra le filiere produttive di due prodotti di punta del settore agroalimentare toscano: il vino e l'olio, in cui è possibile individuare diverse realtà di produzione, gestioni biologiche con distribuzione locale *a chilometri zero* e gestioni convenzionali ad ampia distribuzione.

Nel presente lavoro è presentato un confronto effettuato mediante LCA e EM tra un sistema produttivo biologico e uno convenzionale, riferite a olio e vino prodotti entrambi in aziende toscane.

2. Materiali e metodi

2.1. Metodologie

L'analisi LCA relativa la produzione di vino è condotta scegliendo come unità funzionale 1 L di vino imbottigliato e la filiera produttiva è stata considerata dalla preparazione del terreno per la coltivazione delle viti fino alla produzione del vino imbottigliato. Per la produzione di olio è stata considerata come unità funzionale 1 kg di olio imbottigliato e i confini del sistema sono stati definiti dalla fase agricola di manutenzione del terreno coltivato, fino alla produzione di olio imbottigliato, sono state escluse la fase d'impianto degli olivi perché risalente a tempi troppo lontani e la fase di smaltimento dell'acqua di vegetazione e della sansa perché comuni ai due sistemi produttivi.

Per l'elaborazione dei dati è stato utilizzato il software SimaPro 7.3 (Prè Consultant, 2011), la caratterizzazione è stata determinata mediante metodo CML 2 Baseline Method 2000 (Centre for Environmental Studies (CML), University of Leiden, 2001), scegliendo le seguenti categorie di impatto: Acidification Potential (AP), Eutrophication (EU), Global warming (GWP100), Ozone layer depletion (ODP) e Photochemical oxidation (PO) per la produzione di olio e AP, PO, GWP100 e EU per la produzione di vino.

L'altra metodologia utilizzata è l'eMergy, che è definita "*...la quantità di energia solare che è necessaria direttamente o indirettamente per ottenere un certo bene o servizio.*" (Odum, 1996). La transformity (sej/J) o eMergy specifica (sej/g) è l'eMergy necessaria per ottenere un'unità energetica (1 J o 1 g rispettivamente) di un prodotto o servizio (Odum, 1996) e rappresenta il coefficiente grazie al quale i diversi tipi di energia vengono convertiti ad energia solare. Ogni risorsa biotica e abiotica nella geobiosfera può essere valutata in termini eMergetici e contabilizzata nel flusso eMergetico dell'output di un sistema. L'eMergy può essere considerata come una "energy memory", ovvero una memoria di tutta l'energia solare necessaria per supportare un certo sistema, tenendo conto del lavoro che l'ambiente ha dovuto svolgere per produrre un certo bene o prodotto. Più grande quindi è il flusso eMergetico complessivo necessario a supportare un certo processo, maggiore è la quantità di energia solare che questo *consuma*, ovvero maggiore è il costo ambientale presente e passato necessario a mantenerlo. Questo significa che un alto flusso di eMergy può essere indizio di un alto livello organizzativo di un sistema e/o di una non efficiente utilizzazione delle risorse disponibili (Tiezzi e Marchettini, 1999).

L'analisi eMergetica si basa sulla valutazione dei processi (flussi) eMergetici della Terra (Ridolfi e Bastianoni, 2008), la cui somma dà la baseline globale. La baseline cui fa riferimento questo studio è $9.26 \text{ E}+24 \text{ sej/J}$ (Campbell, 2000).

Ciascun input viene moltiplicato per un suo fattore di conversione (riportato con un riferimento nelle parentesi quadre), lo UEV (Unit Energy Value, in sej/unità) che fa riferimento a una stessa baseline. I flussi risultanti vengono poi sommati per ottenere il flusso eMergetico totale.

Questo ultimo valore viene poi diviso per l'unità di output del processo considerato (e.g. quantità della produzione annuale di olio o di vino, in grammi) per ottenere l'eMergy specifica (sej/g).

2.2 I sistemi posti a confronto

2.2.1. Produzione vitivinicola, gestione biologica vs gestione convenzionale

Entrambe le aziende produttrici di vino selezionate, quella a conduzione biologica e quella a gestione convenzionale, sono localizzate nel cuore della Toscana, nella provincia di Siena. L'azienda biologica si estende per 63 ha, dei quali circa 10 ha sono coltivati a vite. La densità degli impianti è pari circa a 4.200 individui per ettaro e i vigneti hanno vita media di circa 30 anni. La produzione media annuale di vino è pari a 3.500-5.000 L/ha. Tutte le pratiche produttive adottate dall'azienda seguono i regolamenti imposti sulle produzioni biologiche (e.g. uso di fertilizzanti naturali come compost e concime, sistemi antiparassitari *tradizionali*). La seconda azienda, a conduzione semi-industriale, ha una proprietà di 200 ha dei quali 120 ha sono dedicati alla produzione di uva. La densità d'impianto del vigneto è di circa 600 individui per ettaro, ognuno dei quali ha una vita media di circa 30 anni. La produzione di vino annualmente ammonta a 2.000-3.500 L/ha. L'azienda utilizza pratiche standard sia per la fertilizzazione sia per la protezione delle piante da agenti patogeni. Il ciclo produttivo, per entrambe le aziende può essere diviso in tre fasi: Impianto e produzione (FASE 1), cantina (FASE 2) e imbottigliamento (FASE 3) (Figura 1).

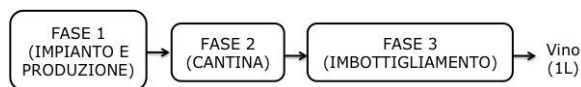


Figura 1: Diagramma relativo alla produzione di vino. Unità funzionale equivalente a 1 L di vino imbottigliato

I dati primari sono stati raccolti attraverso questionari scritti e interviste orali, i dati secondari sono stati ricavati dal database e da letteratura internazionale.

2.2.2. Produzione olivicola, gestione biologica vs gestione convenzionale

Anche nel caso della produzione di olio d'oliva entrambe le aziende produttrici sono localizzate nelle campagne della provincia di Siena. L'azienda a gestione biologica si estende per circa 50 ettari di cui 4 ha sono destinati alla coltivazione di olivi. La densità degli impianti è pari a 260 piante per ettaro, per una produzione annuale media di 6.000 kg di olive (1.500 kg per ha). L'azienda non ha un frantoio di proprietà e per la produzione dell'olio ricorre a un frantoio esterno. La quantità di olio prodotto annualmente è di 1.000 kg (250 kg per ha), con una resa del 16,67%. L'azienda a conduzione convenzionale, invece, puntando su una tipologia di produzione intensiva di cultivar tipiche toscane, ha intrapreso scelte gestionali volte all'introduzione della meccanizzazione nelle fasi produttive e all'utilizzo consistente di fertilizzanti e pesticidi. I terreni dedicati alla coltivazione di olivi si estendono per 20 ha e la densità di impianto è pari a 300 piante per ettaro. La produzione annuale media è pari a 76.400 kg di olive (3.820 kg per ha). Il frantoio, annesso all'azienda, ha due linee produttive e produce una media annuale di 9.660 kg di olio (483 kg per ha) con una resa del 12,64%.

Per la produzione di olio sono state considerate due fasi: la fase agricola (FASE 1) che porta alla produzione di olive, e la fase di frantoio (FASE 2) in cui avviene la trasformazione delle olive in olio (Figura 2).

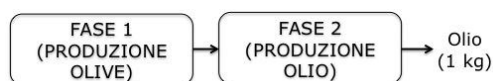


Figura 2: Diagramma relativo alla produzione di olio di oliva.
Unità funzionale equivalente a 1 kg di olio imbottigliato

I dati primari sono stati raccolti attraverso questionari scritti e interviste orali, i dati secondari sono stati ricavati da database e dalla letteratura internazionale.

3. Risultati e discussioni

3.1 Life Cycle Assessment

3.1.1. Produzione vitivinicola: gestione convenzionale vs gestione biologica

In Tabella 1 sono riportati i risultati ottenuti dal confronto tra le tre fasi produttive delle due produzioni vitivinicole considerate. I dati evidenziano che l'azienda a conduzione biologica presenta valori leggermente superiori rispetto alla convenzionale soprattutto in relazione alla Fase 1 (fase agricola). Per la Fase 2 (fase di cantina) l'azienda a conduzione biologica presenta valori più alti per le categorie (EU, GWP100 e ODP) in particolare a causa di un

utilizzo maggiore di acqua ed elettricità come valori di input. Nella Fase 3 (fase di imbottigliamento) è invece la convenzionale a produrre gli impatti maggiori per tutte le categorie di impatto considerate. Tra le tre fasi produttive la Fase 3 presenta i valori più alti per entrambe le aziende, sottolineando il peso dell'utilizzo del vetro come input. In questo caso è l'azienda convenzionale a presentare gli impatti maggiori, a causa dell'uso di una tipologia di vetro più pesante, come avviene frequentemente nelle produzioni vinicole tradizionali a grande distribuzione.

Impact category	Unità di misura	FASE 1		FASE 2		FASE 3	
		vino convenzionale	vino biologico	vino convenzionale	vino biologico	vino convenzionale	vino biologico
AC	kg SO ₂ eq	1,37E-03	1,88E-03	2,92E-04	3,09E-04	6,17E-03	4,11E-03
EU	kg PO ₄ --- eq	2,09E-04	4,61E-04	2,13E-05	4,86E-05	9,84E-04	6,44E-04
GWP100	kg CO ₂ eq	2,31E-01	2,21E-01	5,40E-02	6,03E-02	7,37E-01	4,82E-01
ODP	kg CFC-11 eq	1,07E-07	3,50E-07	9,17E-10	1,52E-09	7,80E-08	5,13E-08

Tabella 1: Risultati relativi al confronto tra le tre fasi produttive rispetto alla produzione di vino convenzionale e biologico. I dati riportati sono relativi ad 1 L di vino

L'azienda a conduzione biologica, come imposto dalle linee guida europee per le produzioni biologiche, utilizza una tipologia di vetro più leggero, e quindi meno impattante. È da sottolineare che questi risultati sono legati ad una rigorosa selezione che l'azienda convenzionale esegue sui grappoli di uva, dei quali solamente il 50% circa sono scelti per il processo di vinificazione. Questo comporta che, alla produzione effettiva di uva ed ai relativi input necessari, corrisponda una produzione finale di vino molto inferiore.

In Tabella 2 sono riportati i risultati dell'analisi LCA dell'intero ciclo produttivo.

Impact category	Unità di misura	vino convenzionale	vino biologico
AC	kg SO2 eq	8,28E-03	7,10E-03
EU	kg PO4 ⁻⁻⁻ eq	1,28E-03	1,35E-03
GWP100	kg CO2 eq	1,10E+00	8,59E-01
ODP	kg CFC-11 eq	2,21E-07	5,53E-07

Tabella 2: Risultati della caratterizzazione relativi alla produzione di vino a conduzione convenzionale e biologica. CML 2 Baseline method 2000

3.1.2. Produzione olivicola: gestione convenzionale vs gestione biologica

Per la produzione olivicola, come si osserva dalla Tabella 3, l'azienda convenzionale presenta impatti maggiori nella fase agricola (Fase 1) a causa dell'utilizzo copioso di pesticidi di origine chimica e di elettricità legata all'impianto di irrigazione. L'azienda biologica presenta impatti maggiori in relazione alla Fase 2 (fase di frantoio), dovuto a l'utilizzo di macchinari meno efficienti, più vecchi e con maggiori consumi di combustibili. A questo si aggiunge il peso relativo all'utilizzo di contenitori in vetro per la fase di imbottigliamento.

In Tabella 4 sono riportati i risultati dell'analisi LCA dell'intero ciclo produttivo.

Impact category	Unità di misura	FASE 1		FASE 2	
		olio convenzionale	olio biologico	olio convenzionale	olio biologico
AC	kg SO2 eq	2,33E-02	1,77E-02	9,34E-03	9,91E-03
EU	kg PO4 ⁻⁻⁻ eq	7,75E-03	4,66E-03	1,56E-03	1,77E-03
GWP100	kg CO2 eq	2,47E+00	2,71E+00	1,30E+00	1,52E+00
ODP	kg CFC-11 eq	7,31E-06	1,67E-06	1,74E-06	1,50E-06

Tabella 3: Risultati relativi al confronto tra le tre fasi produttive rispetto alla produzione di olio convenzionale e biologico. I dati riportati sono relativi ad 1 L di olio

Impact category	Unità di misura	olio biologico	olio convenzionale
AC	kg SO2 eq	1,19E-01	1,95E-01
EU	kg PO4 ⁻⁻⁻ eq	3,08E-02	6,36E-02
GWP100	kg CO2 eq	1,87E+01	2,11E+01
ODP	kg CFC-11 eq	1,16E-05	6,02E-05

Tabella 4: Risultati della caratterizzazione relativi alla produzione di olio a conduzione convenzionale e biologica. CML 2 Baseline method 2000

3.2 Analisi eMergetica

3.2.1. Produzione vitivinicola: gestione convenzionale vs gestione biologica

I risultati dell'analisi eMergetica delle produzioni di vino convenzionale e biologico evidenziano flussi eMergetici totali di 9.25E+15 sej/ha/anno e 9.64E+15 sej/ha/anno rispettivamente (Tabella 5). Il valore più alto della conduzione biologica è dato da un maggiore utilizzo delle risorse dalla tecno-sfera (i.e. diesel, acciaio ecc.) causato principalmente dall'impiego di macchinari vecchi, quindi meno efficienti.

In Tabella 5 sono riportati tutti i flussi eMergetici raggruppati per risorse ambientali, fasi di produzione e lavoro umano. I rapporti tra i diversi raggruppamenti sono simili nei due casi di studio (Figura 3).

Input	Rif. Transformity	Flussi eMergetici (sej/ha/anno)	
		VINO CONVENZIONALE	VINO BIOLOGICO
RISORSE AMBIENTALI			
energia solare	[1]	8,49E+11	8,49E+11
pioggia	[2]	1,40E+13	1,40E+13
calore geotermico	[2]	4,98E+12	4,98E+12
erosione del suolo	[3]	7,45E+12	7,45E+12
FASE 1			
fertilizzanti	[3]	1,98E+15	
diesel-benzina	[5]	6,53E+14	1,15E+15
macchinari	[7]	5,08E+13	1,03E+14
legno	[7]	2,06E+10	1,28E+10
pesticidi	[3]	1,51E+14	8,32E+14
cemento	[12]		6,35E+13
FASE 2			
acqua	[8]	5,70E+11	1,70E+14
elettricit�	[4]	1,03E+13	3,17E+13
chemicals	[3]	8,28E+12	1,30E+13
macchinari	[7]	2,01E+14	2,30E+14
FASE 3			
vetro	[10]	5,49E+15	5,79E+15
sughero	[10]	4,49E+13	7,19E+13
carta	[11]	4,25E+13	6,78E+13
colla	[10]	8,83E+12	1,42E+13
alluminio	[10]	2,65E+13	4,25E+13
macchinari	[7]	1,38E+13	3,62E+13
elettricit�	[4]	2,25E+13	
diesel-benzina	[5]		6,65E+13
LAVORO UMANO	[6]	5,10E+14	9,33E+14
TOTALE		9,25E+15	9,64E+15
VINO		4,22E+09	2,75E+09

Tabella 5: Flussi eMergetici relativi alla produzione di vino a conduzione convenzionale e biologica

Le risorse ambientali risultano uguali per i due sistemi, poich  essi sono collocati in aree geografiche vicine (con caratteristiche ambientali molto simili) ed il confronto   stato effettuato sul singolo ettaro. L'insieme delle risorse ambientali hanno un contributo inferiore all'1% del flusso eMergetico totale in entrambi i casi di studio, seguite dalla fase 2, che costituisce il 2,38% per l'azienda convenzionale e il 4,61% per la biologica (Figura 3a e 3b). Questa differenza tra i due casi di studio   data da un maggior uso di acqua, elettricit , sostanze chimiche utili alla vinificazione e macchinari, dovuto a pi  alta quantit  di vino prodotto nell'azienda biologica. Il lavoro umano rappresenta il terzo contributo al flusso totale, con una percentuale pi  alta nella conduzione biologica (9,68%) data da un maggior numero di ore di lavoro manuale, rispetto alla convenzionale (5,52%). Segue la fase 1, che rappresenta il 30,70% dell'azienda convenzionale e il 22,30% dell'azienda biologica. Quest'ultima registra un maggiore consumo di risorse dalla tecno-sfera, in particolare risalta la voce dei pesticidi, che in questo caso sono per  costituiti da zolfo e rame, che vengono usati in modo pi  abbondante, ma con una bassa efficienza di azione.

Infine la fase 3 risulta la pi  significativa in termini di flussi eMergetici, attestandosi il 61,11% nella conduzione convenzionale e il 63,13% nella biologica. Questo   dovuto principalmente al vetro utilizzato per le bottiglie.

Nell'azienda biologica, sebbene siano utilizzati contenitori pi  leggeri, come impone il regolamento, la quantit  di vetro totale   pi  alta rispetto alla convenzionale, a causa della maggiore produzione di vino da imbottigliare. Inoltre le due aziende seguono metodologie diverse di imbottigliamento.

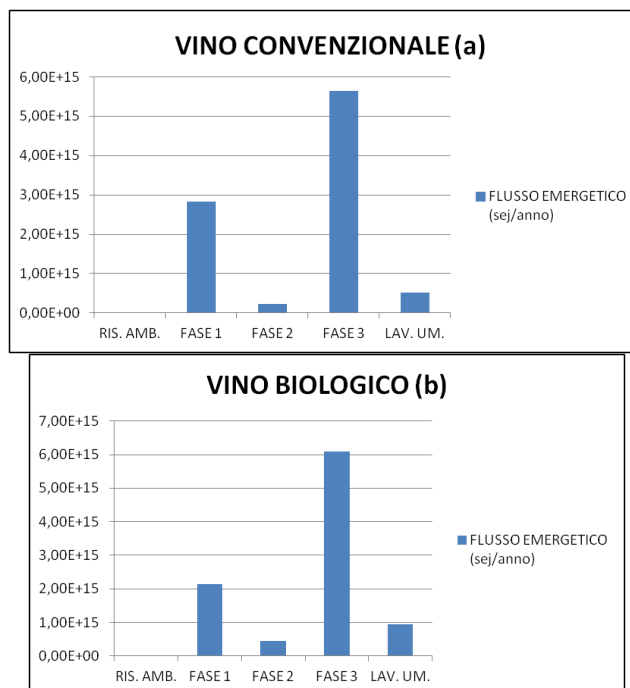


Figura 3: Energy delle fasi produttive, delle risorse ambientali e del lavoro umano nella produzione di vino convenzionale (a) e biologico (b)

Per quanto riguarda il calcolo delle eMergety specifiche, ovvero il flusso eMergetico totale diviso la quantità di prodotto annuale, si evidenzia un risultato più alto per la produzione di vino convenzionale ($4.22E+09$ sej/g) rispetto alla produzione biologica ($2.75E+09$ sej/g).

Questa significativa differenza è da attribuirsi ad una più bassa produttività in vino dell'azienda convenzionale, causata artificialmente dalla scrupolosa selezione dei grappoli di uva (diradamento) durante la fase di produzione.

3.2.2 Produzione olivicola: gestione convenzionale vs gestione biologica

Le due aziende che producono olio evidenziano flussi eMergetici totali simili: $3.68E+16$ sej/ha/anno per la gestione convenzionale e $3.13E+16$ sej/ha/anno per la gestione biologica (Tabella 6). Come è possibile osservare dalla Figura 4a, per quanto riguarda il convenzionale, il contributo maggiore in termini eMergetici (58,19%) è dato dalla fase 1, ovvero la produzione di olive, seguito dal lavoro umano (32,82%), e dalla fase 2 (6,05%), ovvero la trasformazione in olio e imbottigliamento in un frantoio esterno all'azienda e infine le risorse ambientali (2,95%), che non vengono considerate nelle analisi LCA. Invece nella Figura 4b è possibile osservare come nella produzione biologica il contributo maggiore in termini eMergetici (52,36%) è dato dalla fase 2, seguita dal lavoro umano (22,87%), con valore simile alla fase 1 (21,33%), e infine le risorse ambientali (3,44%).

È da notare che l'azienda convenzionale presenta il flusso eMergetico più alto legato strettamente alla fase agricola, a causa dell'utilizzo cospicuo di fertilizzanti, pesticidi e acqua. Invece, per l'azienda biologica il flusso più alto riguarda una fase esterna, ovvero la trasformazione delle olive al frantoio.

Input	Rif. UEV	Flussi eMergetici (sej/ha/anno)	
		OLIO CONVENZIONALE	OLIO BIOLOGICO
RISORSE AMBIENTALI			
energia solare	[1]	5,25E+13	5,25E+13
pioggia	[2]	6,64E+14	6,64E+14
calore geotermico	[2]	2,19E+14	2,13E+14
erosione del suolo	[3]	2,00E+14	2,00E+14
FASE 1			
diesel-benzina	[5]	2,02E+14	2,46E+15
fertilizzanti	[3]	6,23E+15	1,75E+13
macchinari	[7]	3,43E+14	5,81E+14
acqua	[8]	2,89E+14	2,22E+14
gomme	[9]	6,59E+13	2,43E+14
pesticidi	[3]	1,33E+16	2,90E+14
elettricità	[4]	9,81E+14	7,13E+14
FASE 2			
macchinari	[7]	7,19E+13	4,35E+15
diesel-benzina	[5]	3,14E+13	3,14E+13
acqua	[8]	4,02E+13	3,80E+14
elettricità	[4]	5,74E+13	1,06E+16
gomme	[9]	2,93E+12	1,71E+13
vetro	[10]	2,02E+15	1,04E+15
LAVORO UMANO	[6]	1,21E+16	7,17E+15
TOTALE		3,68E+16	3,13E+16
OLIO		7,62E+10	1,25E+11

Tabella 6: Flussi eMergetici relativi alla produzione di olio a conduzione convenzionale e biologica

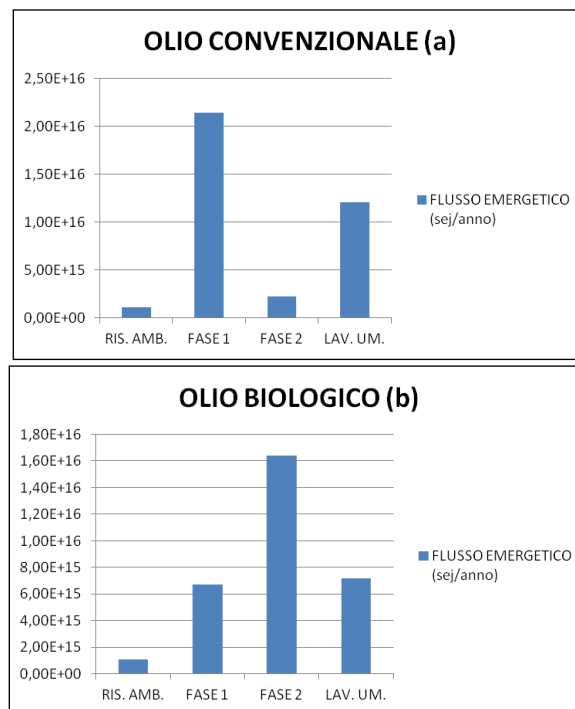


Figura 4: eMergy delle fasi produttive, delle risorse ambientali e del lavoro umano nella produzione di olio convenzionale (a) e biologico (b)

Il frantoio utilizzato dall'azienda biologica considerata in questo studio risulta essere meno efficiente, poiché di vecchia data. Esso inoltre evidenzia un maggiore consumo di risorse (i.e. acciaio, elettricità ecc.) rispetto al frantoio utilizzato dall'azienda convenzionale, anche se il prodotto finale (olio) è minore. Il contributo del trasporto in questa fase non è rilevante per entrambe le aziende.

I risultati del calcolo dell'eMergy specifica, evidenziano uno scostamento maggiore tra i due diversi tipi di conduzione: 7.62E+10 sej/ha/anno per la produzione convenzionale e 1.25E+11 sej/ha/anno per la produzione biologica.

Tale differenza è da attribuirsi, data la vicinanza dei valori dei flussi eMergetici totali, alla bassa produttività dell'azienda biologica considerata, causata probabilmente da un terreno in prevalenza sassoso e dal minor numero di piante ad ettaro.

4. Conclusioni

La complessità dei problemi ambientali connessi alla produzione e al consumo di beni e servizi richiede lo sviluppo di un approccio sistematico ed olistico finalizzato all'analisi ed alla valutazione degli impatti ambientali. Attualmente si sta sempre più diffondendo la consapevolezza del fatto che non sia sufficiente minimizzare gli impatti ambientali di un'azienda quando ciò si limita ai livelli delle proprie strutture. In realtà è necessario realizzare un'analisi che comprenda tutta la rete di rapporti che intercorrono tra un prodotto e l'ambiente, considerando l'intero ciclo di vita. Per quanto riguarda la produzione di vino, nell'analisi LCA gli impatti maggiori sono registrati per AC e GWP100 nella gestione convenzionale, mentre per EU e ODP si evidenziano valori superiori nel biologico. È da sottolineare che sarebbe necessario avere dati più specifici per quanto riguarda le tipologie e le emissioni di fertilizzanti e pesticidi utilizzati per effettuare un'analisi più accurata. Per quanto riguarda i flussi eMergetici totali, l'azienda biologica mostra risultati più alti, mentre per l'eMergy specifica è l'azienda convenzionale a rilevare valori superiori. Questo è dato dal fatto che i grappoli di uva della produzione convenzionale sono significativamente diradati prima della maturazione per ottenere un vino di qualità superiore. Per la produzione di olio, l'analisi dell'LCA mostra che gli impatti maggiori sono a carico della conduzione convenzionale, in cui pesa maggiormente l'uso di pesticidi e fertilizzanti chimici.

Lo stesso risultato è ottenuto anche nei flussi eMergetici totali. Per l'eMergy specifica, invece, il valore più alto è registrato dall'azienda biologica, a causa di una bassa produttività. Le aziende biologiche analizzate nel presente studio mostrano come non sempre questo tipo di gestione sia sinonimo di conduzioni più sostenibili per l'ambiente. Pur rispondendo ai requisiti generali imposti dalla normativa, infatti, alle aziende resta comunque un ampio margine di scelta che in molti casi risulta essere decisivo a livello di sostenibilità.

Sia l'analisi di ciclo di vita che l'analisi eMergetica hanno evidenziato alcuni punti deboli della gestione aziendale. La poca attenzione rivolta ad esempio all'utilizzo di macchinari efficienti e al conseguente consumo di combustibili, all'utilizzo di sostanze e materiali meno impattanti, può incidere pesantemente nell'impatto totale dell'azienda. Grazie all'analisi combinata di eMergy e LCA si possono quindi procurare informazioni utili alla comprensione dell'organizzazione dell'intero sistema produttivo, creando anche una base per sviluppi futuri di valutazioni eMergetiche con strumenti di LCA. Dallo studio effettuato emergono, grazie all'applicazione delle due metodologie, i punti deboli e, in termini ambientali, i più impattanti processi produttivi considerati, che con l'applicazione di una singola metodologia non verrebbero evidenziati.

L'utilizzo comparato delle due metodologie permette di evidenziare da una parte gli impatti sull'ambiente e dall'altra il consumo di risorse, che portano ad una valutazione più completa e realistica.

Alcune soluzioni di miglioramento potrebbero riguardare la sostituzione del diesel con biocombustibili prodotti localmente, oppure il riutilizzo delle bottiglie o l'alleggerimento di queste, azione che potrebbe ridurre drasticamente l'impatto dato dal vetro.

5. Bibliografia

- Campbell D.E., (2000). A revised solar transformity for tidal energy received by the earth and dissipated globally: implications for emergy analysis. In: Brown, M.T. (Ed.), *Emergy Synthesis: Theory and Application of the Emergy Methodology*. The Center for Environmental Policy, Gainesville, pp. 255–263.
- CML 2 Baseline Method 2000 (Centre for Environmental Studies (CML), University of Leiden, 2001.
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B., Mathews, F., Macdonald, D., Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129, 221-227.
- Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. Wiley & Sons, New York, USA.
- Regolamento CE 834/2007 del <consiglio Europeo del 28 giugno 2007. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea*, 20 luglio 2007.
- Ridolfi R., Bastianoni S., 2008. *Emergy*. In: Jorgensen S. E. (Ed.), *Enciclopedia of ecology – volume 2*, pp 1218-1228.
- Rugani, B., Huijbregts, M.A.J., Mutel, C., Bastianoni, S., Hellweg S., 2011. Solar Energy Demand (SED) of Commodity Life Cycles. *Environ. Sci. Technol.* 45 (12), 5426-5433
- Tiezzi E., Marchettini N., 1999. Che cos'è lo sviluppo sostenibile. Le basi scientifiche della sostenibilità e i guasti del pensiero unico. Donzelli.
- Zhang Y., Singh S., Baral A., Bakshi B.R., 2010b. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2232-2242

Bibliografia UEV (par. 3.2)

- [1] Odum H.T., 1996. *Environmental accounting*. John Wiley and Sons, New York.
- [2] Odum H.T., Brown M.T., Brandt-Williams S. L., (2000). Introduction and global budget. Folio#1: *Handbook of emergy evaluation*. The Center for Environmental Policy, Gainesville.
- [3] Brandt-Williams S. L., 2002. *Emergy of Florida Agriculture*. Folio #4 : *Handbook of emergy evaluation*. The Center for Environmental Policy, Gainesville.
- [4] Tiezzi E. et al., 2001. Un approccio integrato alla valutazione del Sistema Elettrico Nazionale: Analisi Energetica e Capitale Naturale.
- [5] Bastianoni S. et al., 2009. The solar transformity of petroleum fuels. *Ecological modelling* 220, pp.40-50
- [6] Pulselli, R.M., Pulselli, F.M., Rustici, M., 2008. Emergy accounting of the Province of Siena: towards a thermodynamic geography for regional studies. *J. Environ. Manage.* 96 (2), 342–353.
- [7] Brown M.T., Bardi E., (2001). *Emergy of ecosystems*. Folio#3: *Handbook of emergy evaluation*. The Center for Environmental Policy, Gainesville.
- [8] Pulselli F. M., Patrizi N., Focardi S. 2011. Calculation of the unit emergy value of water in an Italian watershed. *Ecol. Model.* 222, 2929– 2938
- [9] Campbell D.E. et al. 2002. *Environmental Accounting Using Emergy: Evaluation of the State of West Virginia*
- [10] Buranakarn, V. 1998. *Evaluation of Recycling and Reuse of Building Materials Using the Emergy Analysis Method*. PhD. Dissertation, University of Florida, UMI Dissertation Services, Ann Arbor MI, 257 p.
- [11] Tilley, D.R., 1999. *Emergy Basis of Forest Systems*, PhD. Dissertation, University of Florida, UMI Dissertation Services, Ann Arbor MI, 296 p.
- [12] Pulselli, R.M., Simoncini, E., Ridolfi, R., Bastianoni, S., 2007. Specific emergy of cement and concrete: an energy-based appraisal of building materials and their transport. *Ecol. Indic.* 8, 647–656.

Analisi LCA del processo produttivo di piante ornamentali

Alessandra Grassi¹, Giovanni Russo¹, Barbara De Lucia¹

¹Dipartimento di Scienze Agro-ambientali e Territoriali, Università degli Studi di Bari

grassi_alessandra@alice.it

Abstract

La floricoltura ed il vivaismo ornamentale rappresentano forme molto specializzate di agricoltura, con intensità di coltivazione spesso molto elevate. In questo studio sono stati valutati i carichi ambientali connessi alla produzione di prodotti florovivaistici ornamentali mediante lo strumento della LCA. Le categorie di prodotto esaminate sono state: Piantine da trapianto; Bedding plants; Piante fiorite e da fogliame; Arbusti; Alberi; Palme e palm-like. I risultati mostrano come le strutture produttive e le operazioni meccaniche comportano un carico ambientale limitato mentre l'utilizzo dei plateau in polistirolo e dei vasi in PVC influiscono pesantemente sui carichi ambientali generati.

1. Introduzione

La floricoltura ed il vivaismo ornamentale rappresentano forme molto specializzate di agricoltura, per le quali un uso cospicuo di substrati, acqua, concimi, diserbanti e fitofarmaci, congiunto all'ambiente di coltivazione, garantiscono un breve ciclo produttivo ed una elevata qualità estetica dei prodotti. La finalità dello studio è di valutare i carichi ambientali connessi alla produzione di prodotti florovivaistici ornamentali mediante lo strumento della LCA al fine di stimare il consumo di risorse necessario al mantenimento delle specie ornamentali coltivate sia in vaso che in campo e di proporre soluzioni alternative per ridurre tali carichi. Negli ultimi dieci anni, infatti, numerosi sono stati gli studi riguardanti l'impatto ambientale delle specie vegetali, soprattutto connesse con la produzione alimentare. In quest'ambito alcuni autori hanno indagato i carichi ambientali generati da produzioni agricole ottenute con metodi di coltivazione convenzionali e biologici (Wegener Sleeswijk et al., 1996; Weidema et al., 2005; Milà, 2003, Antón et al., 2004, Jolliet, 1993; Van Woerden, 2001, Russo et al., 2008). Nell'ambito delle produzioni ornamentali è stata realizzata una stima dei carichi ambientali generati dalla produzione di materiale vivaistico ottenuto da seme o per innesto (Russo e De Lucia Zeller, 2007).

2. Materiali e metodi

2.1 Processi produttivi considerati per l'analisi LCA

Prioritariamente sono stati individuati sei gruppi di specie che rappresentano altrettante tipologie di prodotto: Piantine da trapianto (SP), Bedding plants (BP), Piante fiorite e da fogliame (PF), Arbusti (AR), Alberi (AL) e Palme e palm-like (PL). Ciascun gruppo comprende numerose specie botaniche accomunate dallo stesso processo produttivo. I processi produttivi considerati non esauriscono la trattazione scientifica, poiché infatti dipendono dalla dimensione del prodotto finito richiesto dal mercato locale, dalla durata del ciclo di allevamento, dalle tecniche di coltivazione tradizionali o altamente tecnologiche, dall'impiego finale nelle sistemazioni a verde.

Per quanto concerne i processi produttivi dei gruppi considerati questi sono di seguito sintetizzati:

- Piantine da trapianto (SP): Piantine prodotte da seme (es. *Cyclamen persicum* Mill.) con semina meccanica in plugs di polistirolo o polietilene (Fonteno et al., 1997) in substrato torboso. La permanenza in serra è variabile a seconda della specie; per la specie tipo considerata sono stati computati 45 giorni in serra di germinazione. Sono state inoltre computate le cure agronomiche quali irrigazioni (Fonteno et al., 1997), concimazioni e difesa (Casey, 1997).
- Bedding Plants (BP): Il materiale vivaistico di partenza è la piantina da trapianto mentre il prodotto finale è la pianta erbacea fiorita (BP) commercializzata con vaso in PVC di diametro di 10-12 cm (Armitage, 1994). La piantina da trapianto viene posta meccanicamente in un vaso di plastica del diametro 10-12 cm, con substrato specifico a base di torba bionda e scura, perlite, argilla granulare e con una concimazione di base pari a 1-1,2 g per L di concime complesso tipo PG-Mix. I vasi sono posti su bancale in serra. La permanenza in serra, variabile in funzione della specie, è stata considerata di 15 settimane. Nell'intero ciclo culturale vengono assicurate le cure agronomiche: irrigazioni, concimazioni, difesa.
- Piante fiorite e da fogliame (PF): A questo gruppo appartengono specie ornamentali erbacee, per i fiori o per il fogliame, di origine subtropicale (Conover, 1992). Il materiale vivaistico di partenza è la piantina da talea radicata mentre il prodotto finale è la pianta erbacea fiorita o con fogliame in vaso in PVC di diametro di 10-16 cm. La fase di produzione del materiale vivaistico (piantina da talea radicata) avviene in particolari serre di propagazione, con bancali dotati di riscaldamento basale e mist (impianto di umidificazione) e dura 45 giorni. La fase di crescita della pianta da commercializzare avviene in serra ad elevata tecnologia – condizionata e con reti ombreggianti – (Conover e Poole, 1990) e/o in ombraio fino alla vendita (di solito 180 giorni dal taleaggio).
- Arbusti (AR): Arbusti autoctoni mediterranei o naturalizzati (es. *Viburnum tinus*, ecc.) sono stati inclusi in questo gruppo. Il materiale vivaistico di partenza è la piantina da talea radicata (MacDonald, 1986). Il prodotto finale è funzione della classe dimensionale di qualità (vaso di diametro 16 cm o vaso di diametro 24 cm). L'ambiente di allevamento è costituito dalla pien'aria o dall'ombraio. La durata del ciclo culturale va da uno a due anni in funzione della dimensione del prodotto finito. Le piantine da talea, allevate in vaso (Dickey et al., 1978) di diametro 7 cm, vengono reinvasate il primo anno in vasi di PVC del diametro 14-16 cm, il secondo anno di allevamento in vasi del diametro 22-24 cm. In Italia meridionale questi arbusti si coltivano dunque in contenitore (fuori terra) posto su un telo permeabile pacciamante (es. covertext) con impianto d'irrigazione a microportata con tubazioni in PE (HD). La nutrizione avviene attraverso la fertirrigazione che distribuisce soluzione nutritiva con l'uso di concimi a lenta cessione. Poiché la gestione della soluzione nutritiva è a ciclo aperto ed il volume di drenato non è inferiore al 30% della soluzione erogata, le perdite nell'ambiente di nitrati e fosfati sono davvero considerevoli (Harris et al., 1997; Lea-Cox e Ross, 2001).
- Alberi (AL): Il materiale di propagazione è il seme di buona qualità (es. *Pinus spp*, etc). Il processo produttivo schematizzato in questo lavoro fa riferimento a quello in atto in vivai del Nord Italia e a riferimenti bibliografici (Gradi, 1980). Il ciclo di

allevamento avviene in contenitore per i primi due anni e per i rimanenti 5-8 in pieno campo (Cambria e Pierangeli, 2011).

- **Palme e palm-like (PL):** Specie quali *Washingtonia robusta*, *Camaerops humilis*, sono ottenute per via propagativa gamica (Chen, 2009). Il materiale vivaistico di partenza è il seme; nella vivaistica industriale, per accelerare la crescita, queste specie sono allevate in serra nella prima fase del ciclo colturale, successivamente in esterno o in ombraio in vaso in PVC di dimensione variabile da 14-16 cm a 22-24 cm di diametro in funzione della specie (Osborne et al., 2002). Per piante “pronto effetto” allo stadio adulto il ciclo produttivo si protrae anche fino a 5 anni.

La metodologia LCA è stata utilizzata per valutare i carichi ambientali prodotti dalla costruzione, gestione e dismissione di strutture e impianti per la coltivazione del materiale vegetale e dal packaging dei prodotti stessi oltre che dei trasporti, così come suggerito da molti autori per le analisi LCA applicate in campo agricolo (Wegener Sleeswijk, et al., 1996; Milà, 2003; Cowell and Clift, 1997) e come richiesto dagli standard (in accordo con la serie ISO 14040). I dati delle strutture della serra di allevamento, dei materiali di copertura e della gestione della coltivazione sono stati ottenuti dal progetto Ecoflower (Russo et al., 2008; Ecoflower, 2007). Per la gestione agronomica ulteriori dati sono stati raccolti dalla letteratura e da interviste presso aziende vivaistiche italiane. In aggiunta è stato utilizzato il database di Gabi4 con l'integrazione delle librerie “construction materials” e “renewable raw materials”.

2.2 Unità funzionale

Per la produzione di piantine da trapianto l'unità si riferisce ad 1 plateau che contiene 240 piantine; per la produzione di bedding plant, delle piante fiorite e da fogliame, degli arbusti, degli alberi e delle palme l'unità funzionale corrisponde ad 1 esemplare.

2.3 Confini del sistema

I confini del sistema comprendono la costruzione delle strutture di produzione e degli impianti utilizzati nelle fasi di coltivazione come suggerito in molte delle analisi di LCA applicate al campo agricolo. La fabbricazione dei materiali costituenti le strutture (calcestruzzo, acciai, plastiche) è stata inclusa nei confini del sistema. I trasporti sono stati considerati dalle aziende produttrici dei materiali utilizzati sino all'azienda vivaistica.

2.4 Categorie di impatto

Il metodo selezionato per le fasi di classificazione e di caratterizzazione dei flussi in ingresso ed in uscita dell'analisi di inventario e per la valutazione è quello CML2001, sviluppato dall'Institute of Environmental Sciences, Leiden University (Olanda) ed implementato nello strumento di supporto software GaBi4. Le categorie di impatto considerate sono: ADP (Esaurimento delle risorse abiotiche), AP (Acidificazione potenziale), EP (Eutrofizzazione), GWP100 (Cambiamento climatico), ODP (Distruzione dell'ozonofera), POPC (Formazione di ossidanti fotochimici), Energia Primaria del Sistema.

2.5 Inventario dei dati

Per l'inventario dei dati primari, oltre a quelli da letteratura specialistica, sono stati raccolti i dati di produzione di alcune aziende vivaistiche italiane. Per i dati secondari sono stati utilizzati i dati provenienti dal database di GaBi 4, da letteratura specialistica e i dati regionali riguardanti le infrastrutture per lo smaltimento dei materiali.

3. Risultati

In Tabella 1 sono riportati, in valore assoluto, i valori degli indici ambientali ottenuti con riferimento ai prodotti vivaistici analizzati.

3.1 Risultati del processo produttivo di piantine da trapianto

Per la produzione delle piantine da trapianto (Figura 1), si osserva che per l'indice ADP il 79% circa è dovuto alla produzione del polistirolo dei vassoi, il substrato incide per il 7% circa, il combustibile per l'8% e le strutture delle serre per il 2%. Gli indici AP e POCP dipendono quasi esclusivamente dalla produzione e dalle emissioni del diesel (86% e 94%) e in parte dalla produzione del polistirolo (12% e 5%). Per gli indici EP e GWP il carico ambientale maggiore è dovuto alla produzione del polistirolo con un'incidenza del 45% e del 71% rispettivamente e alla dismissione delle strutture della serra (55% e 18%). L'indice ODP è dovuto alle strutture per le serre (62%), al consumo elettrico (16%), al consumo d'acqua (9%) e al substrato (7%). L'energia cumulativa è impiegata principalmente per la produzione del polistirolo (82%).

3.2 Risultati del processo produttivo di Bedding Plants

Per la produzione delle bedding plants (Figura 2), si osserva che tutti gli indici hanno un risultato comune: il carico ambientale maggiore è dovuto al consumo di fertilizzanti con valori che vanno dal 96% dell'indice EP al 59% dell'indice ADP; le strutture aziendali influiscono sugli indici in misura minore con valori che vanno dal 43% del POCP all'1% dell'EP. Infine sugli indici ADP, POCP e sull'energia cumulativa ha influenza anche la produzione e le emissioni del combustibile con valori rispettivamente di 16%, 7% e 14%.

Prodotto	Valori assoluti delle categorie di impatto						
	ADP	AP	EP	GWP 100	ODP	POCP	Energy
P. da trapianto	0,003098	0,012326	0,000289	0,324691	0,000000	0,004810	8,128886
Bedding plants	0,057922	0,083521	0,034902	6,216943	0,000000	0,001960	13,820334
P. da fiore e da fogliame	0,001081	0,000200	0,000034	0,025606	0,000000	0,000026	2,549112
Arbusti	0,006915	0,004072	0,000751	0,822811	0,000000	0,000321	17,392965
Alberi	0,011910	0,019423	0,005936	1,589422	0,000000	0,005228	0,847105
Palme e palm like	0,001553	0,001933	0,000333	0,220567	0,000000	0,000288	3,349664

Tabella 1: Valori assoluti degli indici ambientali per le classi produttive considerate

3.3 Risultati del processo produttivo di piantine da talea

Per la produzione di queste piante (Figura 3), si osserva che per tutti gli indici il carico ambientale maggiore è dovuto alla produzione ed emissione del combustibile con valori che vanno dal 63% dell'indice ADP al 16% dell'indice EP; le strutture aziendali influiscono sugli indici in misura minore con valori che vanno dal 51% dell'EP al 7% del GWP. Infine sugli indici AP, EP, GWP, ODP, POPC e sull'energia cumulativa ha influenza anche il consumo di energia elettrica con valori rispettivamente di 36%, 7%, 31%, 38%, 31% e 4%.

3.4 Risultati del processo produttivo degli arbusti

Per la produzione degli arbusti (Figura 4) si osserva che per l'indice ADP il 67% circa è dovuto alla produzione del PVC dei vasi, il substrato incide per il 12% circa, il combustibile per il 16% e il consumo dell'acqua per l'1%. Gli indici AP e POPC dipendono quasi esclusivamente dalla produzione del PVC (61% e 62%), dal substrato (21% e 11%) e dalle emissioni del diesel (5% e 8%). Per gli indici EP e GWP il carico ambientale è dovuto alla produzione del PVC con un'incidenza del 26% e del 50% rispettivamente, dalla produzione del substrato (18% e 25%) e alla dismissione delle strutture della serra (30% e 11%). L'indice ODP è influenzato dal consumo elettrico (50%), dalla produzione e dalle emissioni del combustibile (39%) e dal PVC (4%). L'energia cumulativa è impiegata principalmente per la produzione del PVC (70%), per il combustibile (15%) e per la produzione del substrato (10%).

3.5 Risultati del processo produttivo degli alberi

Per la produzione degli alberi (Figura 5) l'indice ADP dipende essenzialmente dalla produzione ed emissione di pesticidi (58%), diesel (26%) e fertilizzanti (13%). L'indice AP dipende principalmente da diesel (63%), pesticidi (22%) e fertilizzanti (12%). L'indice EP è fortemente influenzato dalla produzione e dalle emissioni dei fertilizzanti (88%) mentre l'indice POPC dalla produzione ed emissione del diesel (92%). Gli indici GWP, ODP e l'energia cumulativa del sistema dipendono principalmente da pesticidi (55%, 57% e 56%), dai fertilizzanti (21%, 17% e 13%) e dal combustibile (20%, 5% e 29%). L'indice ODP risulta influenzato anche dal consumo elettrico (18%).

3.6 Risultati del processo produttivo di palme e palm-like

Per la produzione delle palme e di palm-like (Figura 6), si osserva che per tutti gli indici il carico ambientale maggiore è dovuto alla produzione ed alle emissioni del combustibile con valori che vanno dal 94% dell'indice AP all'8% dell'indice ODP; le strutture aziendali influiscono sugli indici in misura minore con valori che vanno dal 37% dell'ODP al 2% dell'ADP. Infine su tutti gli indici ha notevole influenza la produzione e l'uso dei fertilizzanti con il valore massimo per l'indice ODP (54%).

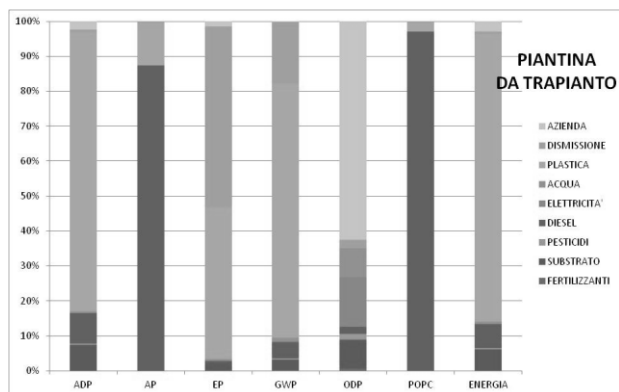


Figura 1: Valori relativi degli indici ambientali - piantine da trapianto

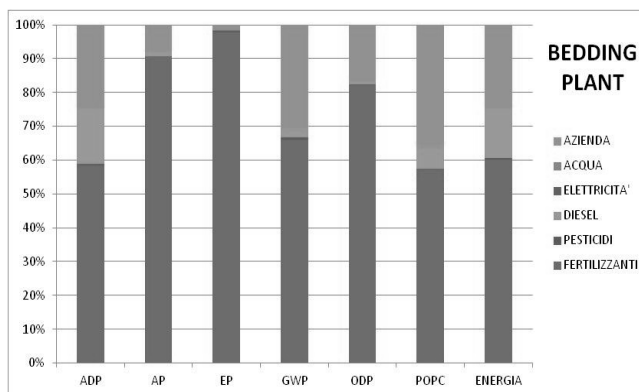


Figura 2: Valori relativi degli indici ambientali - bedding plant

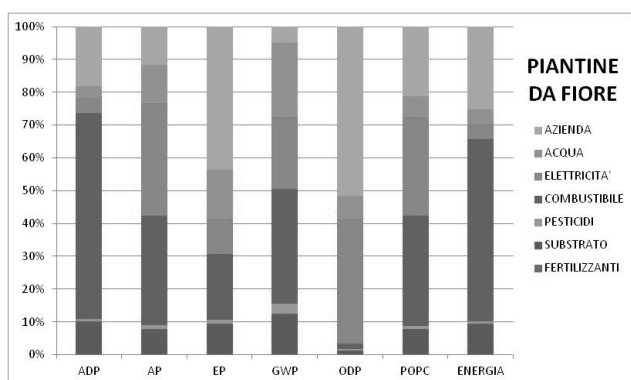


Figura 3: Valori relativi degli indici ambientali - piantine da fiore e da fogliame

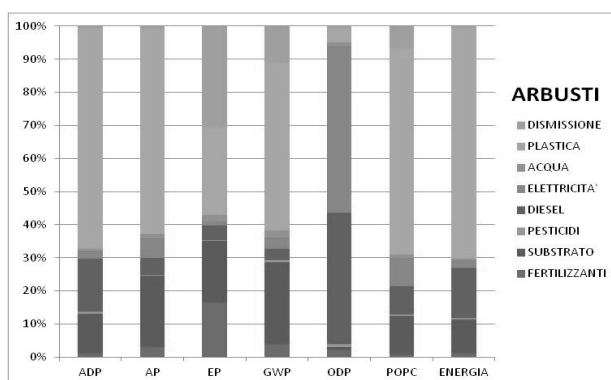


Figura 4: Valori relativi degli indici ambientali - arbusti

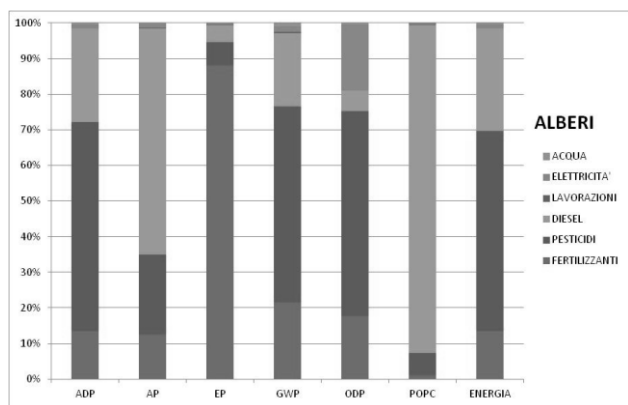


Figura 5: Valori relativi degli indici ambientali - alberi

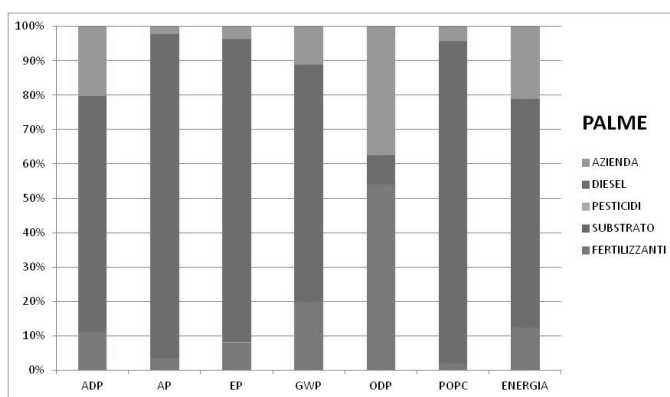


Figura 6: Valori relativi degli indici ambientali - palme e palm like

4. Conclusioni

Le analisi effettuate hanno permesso di trarre le seguenti conclusioni. Le strutture della serra comportano un carico ambientale limitato e tale valore è influenzato dal tempo di vita scelto, ipotizzato in 20 anni. Questa scelta è stata effettuata perché rinveniente dal reale impiego delle serre nella Regione Puglia sebbene la normativa europea assegni a queste strutture un tempo di vita utile di 15 anni. I consumi di energia possono essere contenuti utilizzando sistemi di riscaldamento più efficienti che utilizzino anche le energie rinnovabili. Nella produzione delle piantine l'utilizzo dei plateau in polistirolo e dei vasi in PVC comporta un elevato carico ambientale. Tali materiali potrebbero essere sostituiti con materiali riciclabili. Inoltre nelle aziende in cui si effettua un ciclo completo di produzione, i plateau di polistirolo vengono sostituiti da vassoi in plastica che vengono riutilizzati più volte dopo essere stati lavati e sterilizzati. Questa pratica, se implementata, ridurrebbe di molto gli impatti ambientali di questo ciclo produttivo. Riguardo il ciclo produttivo degli arbusti, l'uso delle materie plastiche per i vasi e per le tubazioni dell'impianto irriguo, oltre che per i teli di pavimentazione delle aree di allevamento, ha un elevato carico ambientale insieme alla produzione delle *baby plants*. I dati raccolti (2009-2010) nelle aziende produttrici di arbusti relativi ai trattamenti fitosanitari hanno valori esigui poiché essi vengono effettuati solo in caso di necessità. Probabilmente una valutazione per un numero di anni maggiore sarebbe più accurata nel determinare le quantità effettivamente utilizzate. Per quanto concerne la produzione di alberi è importante notare che vi è un modesto contributo delle operazioni meccaniche che sono limitate soltanto alla fase di impianto e invece sussistono notevoli differenze nelle quantità di fertilizzanti adoperati e dei pesticidi.

5. Bibliografia

- Antòn, A.V., 2004, 'Utilizacion del Analisis del ciclo de vida en la evaluacion del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterraneo'. Ph.D. thesis, Univ. Politecnica de Catalunya. <http://www.tdx.cesca.es/TESIS_UPC>
- Armitage, A.M., 1994, 'Ornamental bedding plants'. edn CAB International, Wallingford (U. K.).
- Cambria, D. and Pierangeli, D. 2011, 'A life cycle assessment case study for walnut tree (*Juglans regia* L.) seedlings production'. The International Journal of Life Cycle Assessment. Volume 16, Number 9, pp. 859-868.
- Casey, C. (ed.). 1997, 'Integrated Pest Management for Bedding Plants' IPM No. 407. Cornell Cooperative Extension, Ithaca, NY. 112 pp
- Chen, Z., 2009, 'Studies on the Seed Propagation Technology of Ornamental Palmae' Chinese Agricultural Science Bulletin., 3 pp 112-114.
- Conover, C.A., 1992, 'Foliage plant' In: LARSON, R.A. (Ed.) Introduction to floriculture, Academic Press, Inc.
- Conover, C.A., POOLE R.T., 1990, 'Light and fertilizer recommendations for production of acclimatized potted foliage plant' Univ. Fla. CFREC-A Res. Rpt. RH-90-1.
- Cowell, S.J. and Clift, R. 1997, 'Impact Assessment for LCAs Involving Agricultural Production' International Journal of LCA 2 (2) pp 99-103.

- Dickey, R.D., McElwee, E.W., Conover, C.A., Joiner, J.N, 1978, 'Container growing of woody ornamental nursery plant in Florida' Agricultural Experiment Stations. University of Florida, Gainesville. Florida. 1978. 122 pp
- Fonteno, William C., and Douglas A. Bailey. 1997, 'How much water do your plugs really want?' GrowerTalks. Fall. p. 32, 34, 37-38.
- Gradi A., 1980, 'Vivaistica Forestale' Edagricole, Bologna, 320 pp
- Harris, G.L., Hodgkinson, R.A., Scott, M., Mason, D.J., Pepper, T.J, 1997, 'Impact of hardy ornamental nursery stock (HONS) systems on the environment: losses of nutrients and agrochemicals' Agricultural Water Management. Vol. 34, Issue 1, July 1997: pp 95-110
- ISO, 2006a. ISO 14040. Environment management – Life Cycle Assessment –Principles and framework. International Organization of Standardization. Geneva, Switzerland.
- Jolliet, O., 1993, 'Bilan écologique de la production de tomates en serre' Revue S. Vitic. Arboric. Hortic. 25 (4): pp 261-267
- Lea-Cox, J.D., Ross D.S., 2001, 'A water and nutrient management planning process for container nursery and greenhouse production systems in Maryland' J. Environ. Hort. 19(4) pp 233-236.
- MacDonald, B., 1986, 'Practical woody plant propagation for nursery growers' Timber Press, Portland, Or. (USA)
- Milà, I., Canals, L. 2003, 'Contributions to Life Cycle Analysis for Agricultural System Site dependency and soil degradation impact assessment' Ph.D. thesis, University of Barcellona.
- Osborne, B., Reynoso, T., and Stein, G., 2002, 'Palms for Southern California: A Quick Reference Guide' 3rd edition. The Palm Society of Southern California, Poway, CA.
- Russo, G., 2008, Report LCA: <http://www.ecodap.it/public/Documenti/LCA_summary_report_task3_Rev0.pdf>. (pp. 1-49). "Progetto dimostrativo per la DAP: i fiori di Terlizzi ed il marchio ecologico locale Ecoflower Terlizzi" finanziato dalla CE.
- Russo G., De Lucia Zeller B. 2007, 'Environmental evaluation by means of LCA regarding the ornamental nursery production in rose and sowbread greenhouse cultivation' In: Proceedings International Symposium Greensys2007 on "High Technology for Greenhouse System Management". International Symposium Greensys2007. Napoli (Italia). 4-6 ottobre 2007. pp. 406-407
- Wegener Sleeswijk A., Kleijn R., van Zeitjs H., Reus J.A., W. A., Meusen van Onna H., Leneman H. and Sengers H.H.W.J.M. 1996, 'Application of LCA to Agricultural Products' In CML Rep. 130, Centre of Environmental Science Leiden University (CML), Leiden.

Sessione Giovani Ricercatori

Relazione tra Carbon Footprint e Green Consuming: opportunità o minaccia per il corretto sviluppo?

Gabriella Arcese¹

¹Dipartimento di Management, Università degli Studi La Sapienza,
Via del Castro Laurenziano 9, 00161, Roma
gabriella.arcese@uniroma1.it

Abstract

Il termine Carbon Footprint è diventato noto e molto popolare negli ultimi anni non soltanto nel mondo scientifico. Questa crescente attenzione dell'opinione pubblica verso le problematiche ambientali ha indotto le aziende a porre l'attenzione verso una nuova categoria di consumatori, i cosiddetti "Green Consumer", e a mettere in atto strategie comunicative della propria sostenibilità. Tra i motivi per cui la Carbon Footprint si è notoriamente diffusa in minor tempo rispetto alle analisi di LCA complete, vi sono la maggiore facilità nel calcolo e la migliore efficacia di comunicazione. L'obiettivo di questa ricerca è di individuare le cause e le conseguenze di eventuali collegamenti nella diffusione della Carbon Footprint e del Green Consuming, evidenziando in un'analisi SWOT i punti di forza e di debolezza del loro legame e ponendo l'accento sulle opportunità e le minacce connesse.

1. Definizione della domanda di ricerca

Come è noto, le emissioni dei gas effetto serra sono i principali responsabili delle alterazioni climatiche. Queste emissioni derivano da beni e servizi e dipendono strettamente dai materiali che vengono scelti per la produzione degli stessi e dalle decisioni che vengono prese durante tutto il ciclo di vita del prodotto.

I principali paesi responsabili delle emissioni di gas serra nel mondo sono gli Stati Uniti, la Cina, l'Unione Europea, la Russia, l'India e il Giappone (70% delle emissioni totali).

Le posizioni su questa affermazione non sono però universalmente condivise: mentre l'IPCC si dichiara certa del fatto che il riscaldamento registrato nell'ultimo secolo sia provocato dalle attività umane (emissioni di anidride carbonica e di altri gas serra – Greenhouse gases, GHGs) (IPCC, 2007), la Commissione Internazionale non governativa sui Cambiamenti Climatici, che raccoglie un gruppo indipendente di scienziati che studiano il clima, sostiene invece che la causa sia individuabile nei naturali cicli fisiologici (NIPCC, 2010).

La Carbon Footprint nasce per mettere a disposizione di imprese e consumatori uno strumento pratico che consenta di contribuire alla riduzione dei gas effetto serra e sta diventando sempre più uno strumento valido e a supporto della sostenibilità. La Carbon Footprint è un indicatore ambientale che permette di misurare l'impatto ambientale delle attività umane permette di valutare la quantità degli effetti prodotti sul clima da parte dei gas effetto serra prodotti appunto da una persona, azienda o da un prodotto (Luciani et al., 2011).

C'è da constatare però che, nell'ultimo periodo, il termine "Carbon Footprint" è diventato molto popolare e qualche volta abusato, da un lato, grazie all'attenzione rivolta dai media e, dall'altro, al diffondersi del cosiddetto *Green Consuming* (Luciani et al., 2011).

La ricerca vuole approfondire la relazione tra quest'ultimo fenomeno e l'impronta climatica, cercando di evidenziarne le cause e le conseguenze, le opportunità relative

alla crescita dell'utilizzo della Carbon Footprint come strumento di comunicazione e le possibili minacce di strumentalizzazione della stessa come mero strumento di marketing.

2. Impostazione Metodologica

Il progetto di ricerca ha lo scopo ultimo di fornire un contributo innovativo nel campo degli impatti ambientali e di footprinting sotto il duplice aspetto produzione/mercato. A livello intermedio, è stato fondamentale l'arricchimento della base teorica sul tema nelle due suddette visioni. In questa fase i sotto-obiettivi sono stati i seguenti:

- Verifica dell'esistenza in bibliografia di studi analoghi (paragonabili o simili) e analisi degli eventuali output delle ricerche.
- Approfondimento dello stato dell'arte concernente la Carbon Footprint e dei modelli di calcolo della stessa.
- Studio del fenomeno del *Green Consuming* e dei rispettivi risvolti sul mercato di vendita dei prodotti.
- Analisi degli elementi riguardanti lo sviluppo di eventuali collegamenti tra le etichette ecologiche e l'aumento dell'attenzione da parte del consumatore verso politiche aziendali sostenibili attraverso l'osservazione del fenomeno.

L'obiettivo finale della ricerca è individuare le cause e le conseguenze di eventuali collegamenti nella diffusione dei due fenomeni, per identificare *best practice* replicabili e eventuali abusi o speculazioni nell'utilizzo dell'impronta climatica. Sulla base delle informazioni ottenute si è cercato poi di descrivere il quadro generale della situazione italiana tramite una SWOT analysis.

3. Stato dell'arte

Nella prima fase di esplorazione della ricerca si è proceduto a verificare l'esistenza di studi analoghi e allo studio dei risultati riportati. Un'attenta analisi delle fonti bibliografiche dimostra che non sussiste, al momento, una completa corrispondenza negli studi. Tuttavia esiste una dettagliata (seppur ancora parziale) bibliografia relativa alla Carbon Footprint nonché innumerevoli riferimenti bibliografici relativi al comportamento sostenibile del consumatore e all'attenzione alle pratiche aziendali. Per questa ragione, l'analisi è stata svolta separatamente rispetto alle due tematiche. Nel seguito si riportano in sintesi gli aspetti salienti dell'avanzamento della ricerca.

Carbon Footprint

La Carbon Footprint è l'ammontare totale delle emissioni di diossido di carbonio (CO₂) e di altri gas serra (GHG) associati alla realizzazione di un prodotto (che sia un prodotto finito destinato al consumo o un semi-lavorato), di un processo o di un servizio (Unione Europea, 2007). Allo scopo di contenere e gestire le emissioni e con l'obiettivo di ridurle, la Carbon Footprint viene misurata in concerto con le politiche ambientali e al fine di diffondere e presentare i dati all'esterno, potremmo dire più in generale, agli stakeholder.

Attualmente, in letteratura, esistono diverse definizioni di Carbon Footprint. La definizione maggiormente utilizzata spiega come essa sia “una quantificazione delle emissioni di anidride carbonica o di altri gas effetto serra espressi in CO₂ equivalenti” (Matthews et al., 2008).

Wiedmann e Minx, dopo un’attenta analisi della letteratura, hanno ritenuto giusto affermare che la Carbon Footprint va a misurare esclusivamente la quantità totale di biossido di carbonio che è direttamente o indirettamente causato da un’attività, che viene accumulata lungo il ciclo di vita di un prodotto” (Wiedmann e Minx, 2007). Lo stesso studio dimostra però come, la maggior parte della bibliografia presente nella *grey literature* include nel calcolo della Carbon Footprint anche gli altri GHG, tenendo conto del Global Warming Potential (GWP₁₀₀), indice che rappresenta il contributo di un gas che provoca l’effetto serra in proporzione al contributo caratteristico dell’anidride carbonica, il cui valore GWP₁₀₀ è pari a 1. Secondo il protocollo di Kyoto, ad ogni GHG corrisponde una quantità di CO₂ equivalente.

Gli stessi autori, e non solo (Finkbeiner, 2009; Lenzen et al., 2010; Luciani et al., 2011; Weidema et al., 2008, Weidema et al., 2010), ritengono inappropriata e inesatta la traduzione di impronta climatica in Carbon Footprint e più opportuna la dicitura Climate Footprint.

In effetti, la non univocità della definizione si riflette nelle campagne promozionali ed informative delle aziende.

Green Consuming

La sostenibilità sembra essere diventata un tema ricorrente nell’intenzione di acquisto degli Italiani. Il totale dei consumatori disposti a differenziare il proprio portafoglio e a pagare un premium price per l’acquisto di un prodotto etichettato come “verde” ammonta all’84% in Italia (Berolini, 2009), il 77% negli Stati Uniti (Ryan, 2006).

Il tema del *Green Consuming* sembra essere uno degli orientamenti più sentiti, tanto da far diventare la gestione ambientale una componente chiave nel processo di gestione relazionale con il consumatore (Sole24ore, 2010). Una nota ricerca di mercato della società di consulenza Arthur D. Little evidenzia come, nel campione analizzato nell’indagine, il 30% dichiara di essere disposto a pagare una maggiorazione di prezzo per l’acquisto di prodotti che rispettano l’ambiente. Lo stesso rapporto evidenzia come nell’analisi statistica, il mercato viene analizzato in 4 dimensioni: “Aspettative verso le aziende”, “Brand Recognition”, “Comportamento/propensione di acquisto”, “Consapevolezza”, al fine di comprendere il comportamento d’acquisto, livello di attrattività e *driver* per potenziale di valore. I risultati mostrano, già dal 2008, comportamenti d’acquisto per un forte sviluppo del mercato *green* indipendente da obblighi normativi. Ovviamente il ruolo chiave è giocato dalle aziende, indipendentemente dal settore industriale di appartenenza che inviano informazioni su iniziative di sostenibilità ambientale della propria azienda su diversi canali e soprattutto nella Grande Distribuzione Organizzata (GDO) si associa il marchio alla sostenibilità ambientale (ADL, 2008).

Inoltre, il profilo del green consumer è ben messo in evidenza da una ricerca realizzata da Target Research per Henkel Italia. Circa il 30% dei consumatori può essere definito un consumatore sostenibile, sensibile ai problemi ambientali con una conoscenza

approfondita e costantemente aggiornata. Il 27,8% non ha una particolare coscienza ambientale ma adotta spesso un comportamento orientato alla sostenibilità. Infine viene evidenziato un 13,2% di scettici e il 27,8% sono indifferenti (Target Research, 2009; Ottman, 2010).

4. Risultati e impatto della ricerca

A seguito dell'analisi esplorativa si è indagato su quali siano gli impatti e le potenzialità connessi all'utilizzo della Carbon Footprint e sulle possibili evoluzioni. Nel tentativo di fornire una risposta razionale a tale quesito, in questa fase, ancora attraverso uno studio della letteratura ma evidenziando i punti di connessione tra le due diverse letterature (*Carbon Footprint e Green Consuming*) è stata realizzata una *SWOT Analysis*¹⁵ finalizzata all'individuazione di punti di forza e debolezza, opportunità e minacce derivanti dell'utilizzo dell'impronta climatica come strumento di comunicazione. I risultati dell'analisi realizzata sono stati sintetizzati in forma matriciale nella Figura di seguito riportata:

<p style="text-align: center;">PUNTI DI FORZA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Strumento di diffusione della coscienza ambientale; - Competenza distintiva dell'azienda traducibile in vantaggio competitivo; - Possibilità di coinvolgimento dei consumatori nelle politiche aziendali - Ottimizzazione dei processi per l'abbattimento dei GHG; 	<p style="text-align: center;">PUNTI DI DEBOLEZZA</p> <ul style="list-style-type: none"> -Necessità di una struttura organica volta alla sostenibilità ambientale non sempre verificabile -Concetto di Carbon Footprint erroneamente interpretata; -Conoscenza delle variabili di sostenibilità da parte del consumatore non sempre appropriate
<ul style="list-style-type: none"> -Aumento della domanda di consumo - Aumento del target green consumer -Diminuzione dei costi dovuti al miglioramento dei processi basato sul LCT -Possibilità di estensione alle altre footprint <p style="text-align: center;">OPPORTUNITA'</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Attuale assenza di completa informazione - Totale strumentalizzazione dell'impronta climatica - mancanza di applicazione di LCA complete <p style="text-align: center;">MINACCE</p>

Figura 1: SWOT Analysis

È possibile individuare attraverso la *SWOT Analysis* che esistono numerosi **punti di forza** connessi alla Carbon Footprint. Non vi è dubbio, infatti, che essa rappresenti una modalità innovativa di diffusione di coscienza ambientale, altrimenti difficilmente veicolabile ad un vasto ed eterogeneo pubblico. Quanto appena descritto non può che tradursi in un vantaggio competitivo per le aziende, caratterizzato da competenze distintive, fino al punto di trasformare la qualità ambientale dei propri processi/prodotti in capacità distintiva della propria offerta sul mercato.

Al fianco degli elementi di forza esistono delle **opportunità**, ovvero delle occasioni offerte dal mercato e, più in generale, dalle prospettive di sviluppo futuro del contesto

¹⁵ L'analisi SWOT, viene spesso utilizzata per la razionalizzazione dei processi decisionali e come supporto alle decisioni manageriali. In questo caso, è stata utilizzata per contestualizzare i risultati della ricerca (Piercy & Giles, 1989).

ambientale. Si pensi, infatti a come aziende di largo consumo eccellenti sul mercato italiano hanno fatto della propria politica ambientale delle punte di eccellenza (cfr. Barilla Food Center and Nutrition; <http://www.barillacfn.com/>) Inoltre, come è noto, la valutazione degli impatti ambientali secondo la logica del Life Cycle Thinking consente il miglioramento delle performance ambientali ed una conseguente riduzione di costi ambientali ma anche economici. Infine la possibilità di estendere la propria footprinting ad altre variabili (Water Footprint e Ecological Footprint). Successivamente al consolidamento della valutazione della Carbon Footprint l'estensione dovrebbe essere l'automatico processo evolutivo.

Relativamente ai **punti di debolezza**, nella SWOT Analysis è evidente come la criticità principale di questo strumento derivi dalla necessità di una struttura organica della politica ambientale dell'azienda non sempre verificabile. Tale elemento costituisce una possibile barriera alla diffusione nel lungo periodo e conseguentemente al consolidarsi della prassi. Ancor più problematico e accreditato punto di debolezza verificato anche in letteratura, è la mancanza di univocità nella definizione di Carbon Footprint (Wiedmann, Minx, 2007). Inoltre anche nella mente del consumatore la traduzione non letterale di Carbon Footprint in "impronta climatica" non è così ovvia. Ad aggravare la situazione, alcune campagne di comunicazione spingono sulla definizione della stessa come "impronta di carbonio"¹⁶ o "impronta emissiva"¹⁷ o come quantità di CO₂ emessa oppure ancora come "quantità di carbonio emessa da una determinata attività"¹⁸. Se a questa errata comunicazione del reale calcolo dell'indicatore si aggiunge che, il consumatore non è perfettamente informato e non sempre conosce a pieno le variabili di sostenibilità, il problema è ancor più rilevante. Un ulteriore punto di debolezza è il cosiddetto rischio del *Burden shifting*, in quanto la valutazione di un solo indicatore ambientale, ossia quello relativo alle emissioni e agli impatti delle stesse, è un importante fattore limitativo.

Infine l'applicazione di analisi LCA complete non è indispensabile per comunicare la propria Carbon Footprint e la minaccia più grande è rappresentata dalla mera strumentalizzazione del modello a solo scopo comunicativo, seppur alcuni autori la vedono come un incentivo alla diffusione della LCA in quanto, se vengono escluse dallo studio le categorie più critiche, come le tossicità, lo sforzo per i due studi è paragonabile (Waidema, 2008).

5. Conclusioni e prospettive future

Nonostante questi aspetti la Carbon Footprint è riuscita ad emergere con più facilità rispetto ad una LCA completa, per le ragioni sopra argomentate. Prima di tutto, la metodologia di calcolo è più semplice e limitata, il calcolo è facilmente conducibile anche on line e da applicare (pur non essendo trasparenti né metodologia né la qualità e l'attendibilità dei dati utilizzati), il valore e il suo significato sono interpretabili e facilmente comprensibili (Weidema, et al., 2008) ma, un secondo motivo molto

¹⁶http://www.footprintnetwork.org/it/index.php/gfn/page/carbon_footprint

¹⁷ <http://www.consumieclima.org/modulo1/footprint.html>

¹⁸ www.wwf.it/client/render.aspx?content=0&root=6651

valido agli occhi delle aziende è che queste ritengano sia un efficace mezzo di comunicazione della propria politica ambientale, leva strategica di comunicazione esterna per la profusione della propria performance ambientale.

Non vi è dubbio che la Carbon Footprint si sta trasformando in un importante strumento di marketing che permette alle imprese di comunicare all'esterno il proprio impegno a ridurre gli impatti ambientali.

L'analisi descritta rappresenta un contributo originale per valutare l'efficacia di uno strumento di valutazione e di comunicazione della produzione sostenibile. Le prospettive future della ricerca sfociano inevitabilmente nell'analisi statistica di un campione rappresentativo di aziende che adottano l'impronta climatica rispetto al loro comportamento strategico verso il *Green Consuming* per verificare il preliminare risultato ottenuto fino ad ora e mostrato attraverso la *SWOT Analysis*. La terza e ultima fase della ricerca è ancora in prosecuzione, per questa ragione, non è esposta in questa relazione.

6. Bibliografia

ADL 2009, Alla ricerca di nuovi giacimenti di consumatori retail: dal Green Stakeholder al Green Consumer, last viewed March, 2012, <http://www.adl.com/>.

Andersson, K, Eide, M. H., Lundqvist, U., Mattsson, B. 1998, The feasibility of including sustainability in LCA for product development, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 6, no. 3-4, pp. 289-298.

Berolini, A. 2009, Mark up, Gli italiani hanno una coscienza verde e sono attenti al green consuming?, *Il Sole24ore Business Media*, marzo 2009, http://www.ilsole24ore.com/archivi/economia/2011/01/25/economia_1.shtml.

BSI 2008, PAS 2050:2008 - Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, <http://www.bsigroup.com/en/Standards-andPublications/How-we-can-help-you/Professional-Standards-Service/PAS-2050>.

Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G. 2010, Estimation of the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain), *Sci Total Environ* 408, no. 22, pp. 5284-5294.

Lai, K., Cheng, T.C.E., Tang, A. K. Y., 2010, Green Retailing. Factor for Success, *California Management review*, University of California Press, vol. 52, no. 2, pp. 6-3.

Lenzen, M., Wood, R., Wiedmann, T. 2010, A Carbon Footprint Time Series Of The UK – Results From a Multi-Region Input-Output Model, *Economic Systems Research*, vol. 22, no. 1, March 2010, pp. 43-63.

Luciani, R., Masoni, P., Santino D., 2011. Indicatori di sostenibilità ambientale: la carbon footprint, Enea.

National Consumer Council 2012, Green Consuming, Enabling consumers to contribute to environmental improvement, europarchive.org, ultimo accesso Marzo.

Ottman, J., 2010, A Smart Way to Segment Green Consumers, *Harvard Business Review* on line, February 5, 2010.

Piercy, N., Giles, W., 1989, "Making SWOT Analysis Work", *Marketing Intelligence & Planning*, Vol. 7, no. 5/6, pp. 5-7.

Prakash, A., 2002, Green Marketing, public policy and managerial strategies, Business Strategy and the environmental. Vol. 11, pp.285-297.

Pratesi, C.A. 2009, "Sostenibilità, competitività e ruolo del marketing" in Green Brand '09, Nuove esperienze del Marketing, allegato di Economy del 23 aprile.

Richer, L. 2008, Green Report: Unveiling the UBC Food Services' Sustainability Story.

Ryan, B. 2006, Green Consumers. A growing Market for many local businesses, <http://www.uwex.edu/CES/cced/downtowns/ltb/lets/LTB1106.pdf>.

Sustainable Endowments Institute 2010, College Sustainability Report Card: University of Illinois. Web. <http://www.greenreportcard.org/report-card-2010/schools/university-of-illinois/surveys/dining-survey> Accessed June 14, 2011.

Sympson, D. F., Power, D. J. 2005, Use the Supply Relationship to Develop Lean and Green Suppliers. Supply Chain Management: An International Journal, vol. 10, no. 1, pp. 60-6.

Target Research 2009, Italiani, "cittadini sostenibili" o indifferenti?, Ricerca per Henkel Italia.

Thabrew, L., Wiek, A., Ries, R. 2009, Environmental Decision Making in Multi-stakeholder Contexts: Applicability of Life Cycle Thinking in Development Planning and Implementation. Journal of Cleaner Production, Vol. 17, no. 1, pp. 67-76

Torcia, C. 2009, Green Economy, Green Consumer..., Vodafone, http://www.istud.it/up_media/green/vodafone.pdf.

Verhees, F., Kuipers, A., Meulenbergh, M. 2008, Marketing Potential of Corporate Social Responsibility in Supply Chains. Journal on Chain and Network Science, vol. 8, no. 2, p. 143-152.

Virtanen, Y., et al., 2011, Carbon Footprint of food-approaches from national input-output statistics and a LCA of a food portion. Journal of Cleaner Production, Vol. 19, no. 16, pp. 1849-1856.

Wiedmann, T. 2010, Editorial: Carbon Footprint and Input-Output Analysis – An Introduction, Economic Systems Research, Vol. 22, no. 1, March 2010, pp. 43-63.

Wiedmann, T., Minw J. 2007. A definition of "Carbon Footprint", Research and consulting - ISA^{UK} Research Report 07-01, available at www.censa.org.uk.

Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt J., Løkke, S., 2008. Carbon Footprint. A Catalyst for Life Cycle Assessment?. Journal of Industrial Ecology, no. 12, pp. 3-6.

World Research Institute 2012 – Climate Analysis Indicator Tool, <http://cait.wri.org/>.

World Street Journal 2010, Milestones in Green Consuming. From the new-car lot to the recycling bin, onlinewsj.com.

Metodi di allocazione per prodotto in legno

Nadia Villa ¹; Luca Zampori ²; Enrico De Angelis ¹; Giovanni Dotelli ²

¹Politecnico di Milano, Dip. BEST

¹Politecnico di Milano, Dip. CMIC "G.Natta"

nadia1.villa@polimi.it

Abstract

Il presente studio riporta i risultati emersi dall'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment – LCA) di un pannello X-LAM (pannello di grandi dimensioni ad assi di legno incrociate), utilizzato per la costruzione di edifici a setti portanti in legno, seguendo la prospettiva "from-cradle-to-gate". È stata condotta una stima delle emissioni di CO₂ in atmosfera e del consumo di energia derivanti dall'intero ciclo produttivo, dall'acquisizione delle materie prime fino al confezionamento del prodotto finito, pronto per il trasporto al cantiere di destinazione. Durante lo studio è stato necessario stabilire alcune ipotesi in modo da semplificare l'analisi del processo produttivo e sono stati affrontati alcuni dei principali problemi metodologici che caratterizzano la LCA di prodotti in legno, quali lo stoccaggio del carbonio all'interno dei prodotti e la valutazione dell'utilizzo di materie prime secondarie, sottoprodotti e altre risorse all'interno e all'esterno dei processi di manifattura.

1. Introduzione

Il panorama dello studio LCA di prodotti edili è un argomento da molti affrontato, ma spesso la mancanza di omogeneità presente nel settore è direttamente imputabile all'inesistenza di approcci di valutazione univoci. Alcuni autori considerano aspetti metodologici, senza approfondire i risultati numerici; altri si focalizzano sulle modalità di smaltimento o sulle procedure allocative (Benetto et al., 2009). A prescindere dalla tipologia di studio, sembra che i materiali in legno ottengano migliori profili ambientali rispetto ad altri di pari prestazioni, in virtù delle basse richieste di energia di manifattura e del beneficio di stoccaggio di CO₂ (Rivela et al., 2006; Rivela et al., 2007; Scimia et al., 2002).

In questo studio sono stati affrontati alcuni problemi metodologici riguardanti l'analisi LCA di un pannello X-LAM, e sono discussi i risultati numerici ottenuti nelle diverse opzioni studiate in relazione alla multifunzionalità del processo. Sono state prese in considerazione differenti alternative per la soluzione del problema, in accordo alla normativa ISO 14040-44:2006 e alle guidelines fornite dall'ILCD (2010): in primo luogo evitare procedure di allocazione (es. sostituzione) e, qualora questo non sia possibile, utilizzare allocazioni basate su parametri fisici oppure economici.

2. Metodologia

Il processo produttivo analizzato ha inizio con l'ingresso della materia prima (tronchi ripuliti dalle fronde) nella segheria che si occupa del taglio delle assi grezze (Sede 1) e termina con il loro trasferimento alle successive lavorazioni presso la Sede 2, dove viene assemblato il pannello X-LAM. Alle assi grezze nella Sede 1 è associata la produzione di una consistente percentuale di scarto (biomassa) che viene venduta per un'ulteriore trasformazione in prodotti (pellet o simili) per la produzione di calore ed energia.

Come tale esso è un sottoprodotto (*Figura 1*), caratterizzato da un valore economico di gran lunga superiore ai costi della sua raccolta. La formazione di due prodotti a partire da un unico ingresso nell'unità produttiva crea un problema di attribuzione dei carichi energetici e ambientali complessivi, che devono essere ripartiti tra entrambi i prodotti, utilizzando diverse metodologie di allocazione, come suggerito dalla norma ISO 14040:2006, nel caso di sistemi complessi (espansione del sistema, allocazione in massa e allocazione economica).

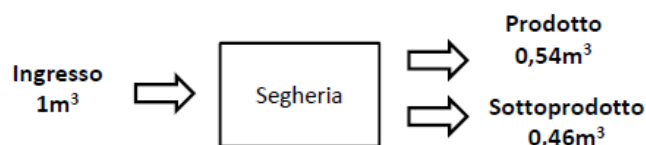


Figura 1: Schema del processo produzione della Sede 1 (es. input 1m³ di legno)

Non è stato, invece, necessario ipotizzare scenari allocativi per gli scarti delle lavorazioni della Sede 2. Le fasi di assemblaggio del pannello X-LAM a partire dalle assi ricevute dalla Sede 1 producono una quantità di scarti inferiore, una parte dei quali inutilizzabile per la combustione di calore al di fuori di speciali inceneritori, mentre la parte restante è utilizzata direttamente all'interno dello stesso stabilimento, ad uso produzione di calore, andando a ridurre la quantità di combustibili fossili necessaria per il riscaldamento degli ambienti.

Uno scenario di incenerimento dei rifiuti è stato ritenuto più idoneo per la gestione degli scarti non utili per la produzione di calore.

L'unità funzionale scelta è 1 m³ di pannello X-LAM. I dati primari sono stati raccolti presso le due sedi aziendali per quanto riguarda i consumi di energia elettrica, acqua, materiali e trasporti. Per tutti gli altri dati si è fatto ricorso al database Ecoinvent.

Gli indicatori utilizzati per l'analisi degli impatti, sono:

- GWP₁₀₀ per la valutazione delle emissioni/benefici di CO₂ in atmosfera [kg CO_{2eq}] (IPCC, 2007);
- CED: Cumulative Energy Demand per il calcolo dell'energia rinnovabile e non rinnovabile, comprensivi di feedstock energy [MJ_{eq}] (Frischknecht et al., 2003).

3. Applicazione delle diverse modalità di allocazione

Espansione del sistema: sostituzione

L'espansione del sistema o sostituzione non considera due flussi in uscita (assi e biomassa), bensì un unico prodotto perché la biomassa viene utilizzata per produrre calore, in sostituzione ai combustibili fossili. I carichi energetici e ambientali vengono allocati interamente sulle assi in uscita (100%). Per quanto riguarda la CO₂ biogenica e l'energia rinnovabile contenuta nel legno, si è tenuto conto che i rispettivi quantitativi associati alla biomassa vengono rilasciati in ambiente o utilizzati durante la produzione di calore (*Figura 2*).

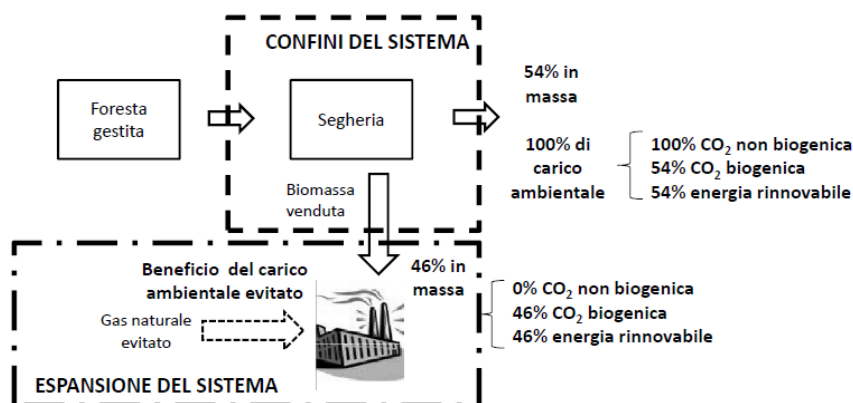


Figura 2: Rappresentazione dei flussi per lo scenario di sostituzione

Il calcolo dell'energia non rinnovabile risparmiata viene eseguito quantificando il calore prodotto dall'utilizzo di biomassa considerando il rendimento medio delle caldaie a biomassa in commercio, che oggi è circa 80%.

Allocazione in massa

Un secondo scenario ipotizzato vede l'utilizzo di una ripartizione dei carichi ambientali tra prodotto (assi) e sottoprodotto (biomassa) sulla base dei rapporti in massa; a prodotto e sottoprodotto è stato attribuito un fattore di allocazione ($\lambda_{\text{prodotto}}$; $\lambda_{\text{biomassa}}$) pari a:

- $\lambda_{\text{prodotto}}$: 54 % della materia prima in ingresso;
- $\lambda_{\text{biomassa}}$ (di scarto utilizzata per produrre calore): 46 % della materia prima in ingresso.

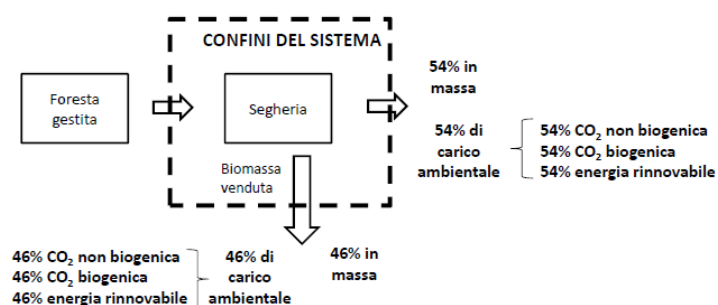


Figura 3: Rappresentazione dei flussi per lo scenario di allocazione in massa

Allocazione economica

L'allocazione dei carichi ambientali ed energetici secondo i rapporti in massa può essere discutibile quando il valore dei sottoprodotti è sensibilmente diverso, per cui è possibile suddividere gli impatti tra prodotto e sottoprodotto riferendosi ai valori di mercato del prodotto e sottoprodotto. Questo tipo di allocazione, tuttavia, è soggetta alle regole di mercato e quindi è variabile nel tempo.

Sono stati attribuiti un valore di 2000 €/ton per le tavole in legno e 40 €/t per la biomassa di scarto. I quantitativi di CO₂ biogenica e di energia rinnovabile contenuta nel legno sono stati allocati in massa, essendo grandezze puramente fisiche non estrarre dagli effettivi rapporti in massa tra prodotto e co-prodotto.

Le percentuali di allocazione sono state calcolate in base alle quantità in ingresso secondo le seguenti formule:

$$\lambda_1 = \frac{m_1 c_1}{m_1 c_1 + m_2 c_2} \quad \lambda_2 = \frac{m_2 c_2}{m_1 c_1 + m_2 c_2}$$

Dove c_1, c_2 sono i costi del prodotto 1 e 2;
 m_1, m_2 sono le masse dei prodotti 1 e 2.

I fattori di allocazione ottenuti sono:

$$\lambda_1 = \lambda_{\text{prodotto}} = 98,3 \% \quad \lambda_2 = \lambda_{\text{biomassa}} = 1,7 \%$$

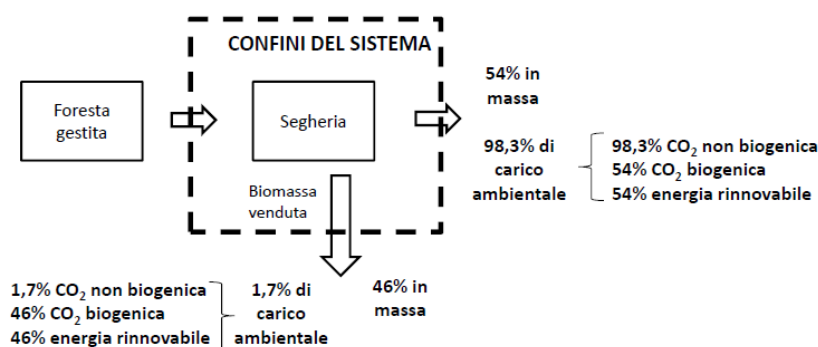


Figura 4: Rappresentazione dei flussi per lo scenario di allocazione economica

4. Analisi dei risultati

Global Warming Potential

Le emissioni di $\text{CO}_{2\text{eq}}$ dovute alla produzione di 1 m^3 di pannello X-LAM sono riportate in *Tabella 1*.

Emissioni per la produzione di 1 m^3 di X-LAM [kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$]	$\text{CO}_{2\text{eq}}$ totale	$\text{CO}_{2\text{eq}}$ sostituzione	$\text{CO}_{2\text{eq}}$ tecnologica
Sostituzione	-1670	-886	+243
Allocazione in massa	-936	-124	+214
Allocazione economica	-958	-124	+242

Tabella 1: Quantitativi di $\text{CO}_{2\text{eq}}$ relativi alla produzione di 1 m^3 di pannello X-LAM

L'emissione negativa che caratterizza gli impatti totali indica la proprietà fondamentale del legno di assorbire anidride carbonica durante la crescita dell'albero.

Il legno proveniente da foreste gestite porta con sé un credito di CO_2 equivalente pari a $895 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}$ per ogni m^3 di materia prima in ingresso alla segheria; attraverso successive lavorazioni, il quantitativo di biossido di carbonio stoccato si riduce, a causa delle emissioni che avvengono nelle diverse fasi e degli scarti prodotti che vengono opportunamente smaltiti. Il calcolo effettuato porta alla produzione di 1 m^3 di prodotto finito a partire da $3,29 \text{ m}^3$ di materiale in ingresso al processo, come schematizzato in *Figura 5*.

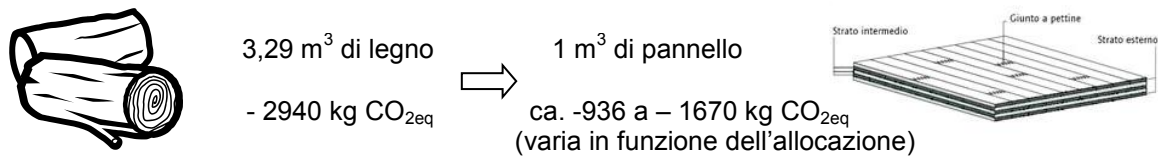


Figura 5: CO_{2eq} stoccata dall'inizio della produzione, fino al confezionamento di 1 m³ di X-LAM

Nella valutazione degli impatti ambientali del processo produttivo è stato considerato che una quota parte della biomassa di scarto prodotta non viene venduta e rimane in situ divenendo rifiuto. Si è ipotizzato, in mancanza di dati primari, che questa quantità corrisponde circa al 5% del legname in ingresso al processo.

Nei grafici riportati nelle *Figure 6-8* sono rappresentati i flussi, positivi e negativi, di CO_{2eq} in ingresso e in uscita dal sistema, secondo i tre approcci allocativi. Come si può vedere, il valore finale di GWP₁₀₀ per lo scenario "sostituzione" è dovuto in buona parte al contributo di combustibile fossile risparmiato.

Per evitare una disomogeneità di scenari, i risultati proposti nelle *Figure 6-8* non considerano la presenza di scarto che diviene rifiuto, ma considerano che la totalità della biomassa prodotta venga venduta.

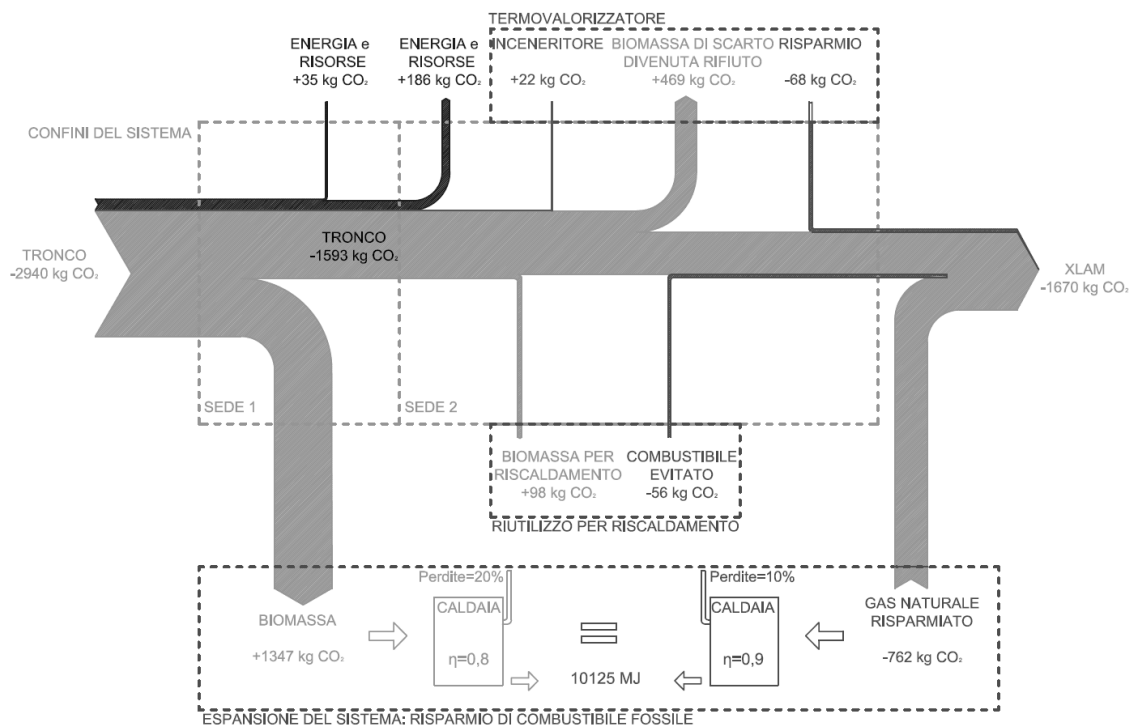


Figura 6: Espansione del sistema - andamento dei flussi di CO₂

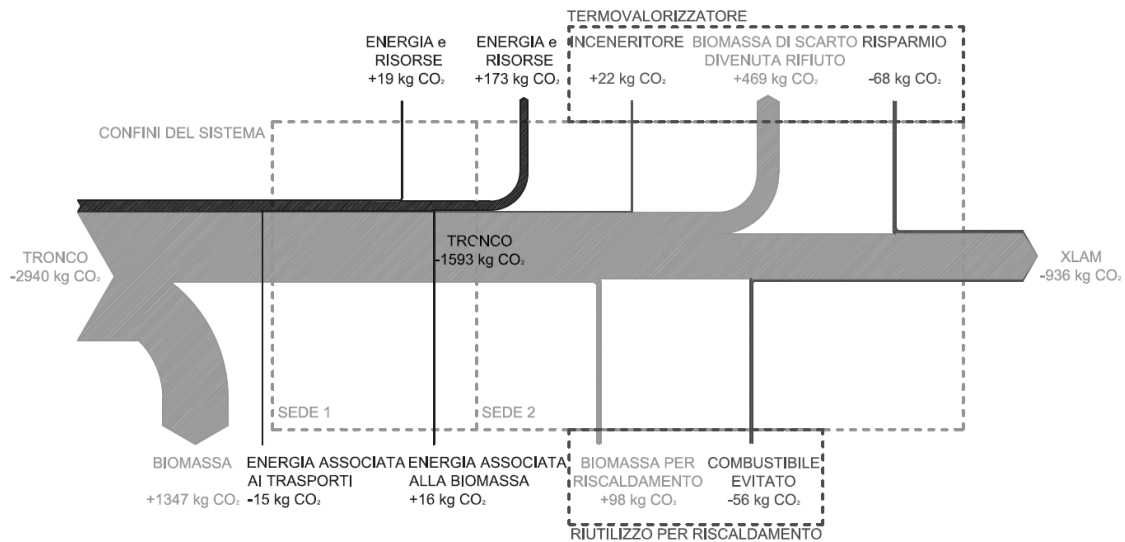


Figura 7: Allocazione in massa - andamento dei flussi di CO₂

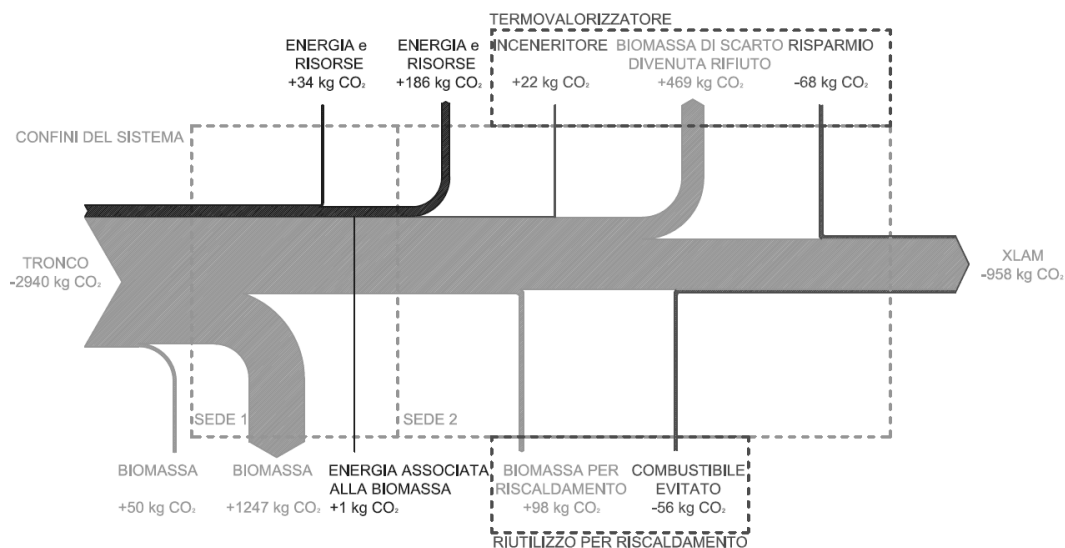


Figura 8: allocazione economica - andamento dei flussi di CO₂

Global Warming Potential

L'analisi si basa sull'impiego delle risorse energetiche suddivise in due macrocategorie:

- energia non rinnovabile (fossile e nucleare);
- energia rinnovabile (eolica, solare, geotermica, idroelettrica e da biomassa).

Nel caso oggetto di studio l'energia rinnovabile corrisponde quasi interamente all'energia rinnovabile incorporata nella biomassa che va a costituire il pannello, mentre quella non rinnovabile si riferisce agli impieghi di energia elettrica dei macchinari (a meno dello scenario di espansione del sistema). In *Tabella 2* sono riportati i risultati ottenuti.

Cumulative Energy Demand connessa alla produzione di 1 m ³ di pannello X-LAM [MJ _{eq}]		
Allocazione in massa	Rinnovabile	18'158
	Non rinnovabile	801
Allocazione economica	Rinnovabile	19'293
	Non rinnovabile	1'356
Allocazione sostituzione	Rinnovabile	33'461
	Non rinnovabile	-11'531

Tabella 2: Quantitativi di CO_{2eq} relativi alla produzione di 1 m³ di pannello X-LAM

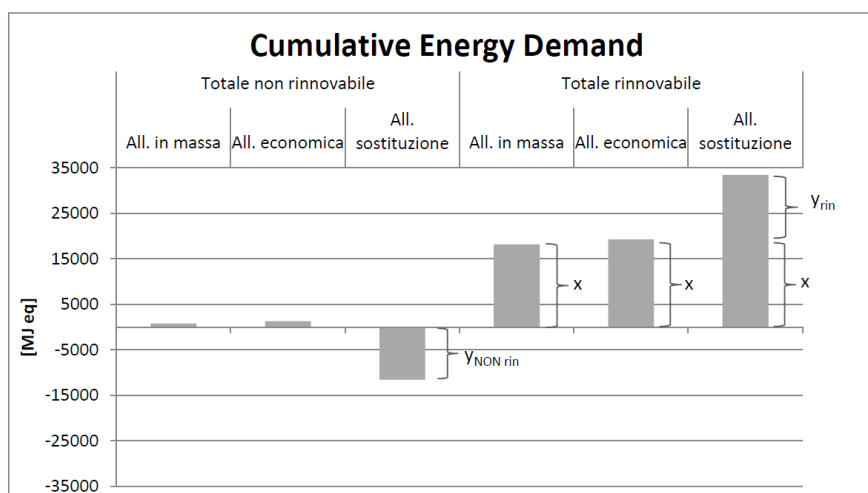


Figura 9: CED relativa alla produzione di 1 m³ di pannello X-LAM

Il grafico in *Figura 9* può essere spiegato attribuendo a x , y_{rin} e y_{NONrin} i seguenti significati:

- x quota di energia rinnovabile del sistema che è uguale nelle tre allocazioni e corrisponde all'energia di feedstock del pannello X-LAM.
- y_{rin} quota di energia associata alla combustione della biomassa di scarto.
- y_{NONrin} quota di energia non rinnovabile associata alla fonte fossile (nel caso in oggetto gas metano) sostituita dalla biomassa di scarto.

La richiesta di energia rinnovabile si attesta su valori di circa 20'000 MJ_{eq}, mentre il beneficio ottenuto per lo scenario di espansione del sistema è di ≈33'000 MJ_{eq}. Dalla differenza tra il totale dell'energia rinnovabile attribuita all'allocazione per sostituzione (≈33'000 MJ_{eq}) e il totale dell'energia rinnovabile attribuita alle altre allocazioni (≈20'000 MJ_{eq}) si ottiene 13'000 MJ_{eq} (y_{rin}) che, moltiplicato per un rendimento di ≈0,8, genera i 10'000 MJ_{eq} (y_{NONrin}) che corrispondono al contributo di energia non rinnovabile associato all'allocazione per sostituzione e indicano il bonus energetico (valore negativo) dovuto alla quota parte di risorsa fossile non utilizzata e lasciata in natura.

5. Conclusioni

La norma ISO 14044:2006, in casi simili a quelli in oggetto, suggerisce come primo approccio per sistemi multifunzionali l'espansione dei confini del sistema. Tale scelta implica comunque la presenza di aleatorietà connesse all'utilizzo reale che viene fatto della biomassa. Essa può andare a sostituire combustibili fossili, oppure può diventare materia prima per la produzione di pannelli truciolari o pannelli incollati di altro tipo. La presenza di queste criticità porta a concludere che, sebbene l'espansione del sistema sia la proposta consigliata da normativa, occorre considerare anche l'utilizzo di allocazioni in massa o economica. In particolare, data la sensibilità dei prodotti in legno nei confronti di un indicatore molto diffuso come il GWP_{100} , si ritiene che uno studio LCA trasparente dovrebbe fornire almeno due metodi di allocazione.

6. Bibliografia

Benetto E., Becker M., Welfring J.: Life Cycle Assessment of Oriented Strand Boards (OSB): from Process Innovation to Ecodesign. *Environ. Sci. Technol.*, 43: 6003–6009, 2009.

Frischknecht R., Jungbluth N.d et al. (2003). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent 2000, Swiss Centre for LCI. Duebendorf, CH, www.ecoinvent.ch.

ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment – Provisions and action steps, 2010.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2007 (AR4): The Physical Science Basis, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 2007.

ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

Rivela B., Hospido A., Moreira M.T., Feijoo G.: Life Cycle Inventory of Particleboard: A Case Study in the Wood Sector. *Int J LCA* 11 (2): 106–223, 2006.

Rivela B., Moreira M.T., Feijoo G.: Life Cycle Inventory of Medium Density Fibreboard. *Int J LCA* 12 (3): 143–150, 2007.

Scimia E., Sára B., Conti C.: Valutazione e dichiarazione del profilo ambientale di prodotto: un'esperienza di LCA nel settore del pannello truciolare. SAIB S.p.a. In: Atti Seminari RICICLA, 2002.

Valutazione di impatto ambientale di calcestruzzi ordinari e geopolimerici

Loredana Napolano¹; Domenico Asprone¹; Luciano Esposito²; Francesco Colangelo²; Raffaele Cioffi²

¹Università degli studi di Napoli Federico II, Dipartimento di Ingegneria strutturale,
Via Claudio,21 80125,Napoli

²Università degli studi di Napoli Parthenope, Dipartimento per le Tecnologie
Centro Direzionale di Napoli, Isola C4, 80143 Napoli
loredana.napolano@unina.it

Abstract

La produzione di cemento Portland rappresenta più del 5% dell'emissione totale annua di CO₂ nell'atmosfera. I geopolimeri sembrano essere un'alternativa al tradizionale legante cementizio. Sebbene numerose ricerche siano state fatte in questo campo, pochi studi hanno valutato l'impatto ambientale di questi nuovi materiali. In questo studio sono state confrontate alcune miscele di calcestruzzo, contenenti geopolimeri basati su metacaolino e ceneri volanti, con miscele contenenti cemento tradizionale. Usando la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) e analizzando il contributo ambientale della sola fase di produzione dei costituenti delle miscele preparate, sono stati stimati i principali indici ambientali (riscaldamento globale, ecotossicità dei fiumi, ecotossicità terrestre e acidificazione). I risultati indicano che, sebbene dalla riduzione di CO₂ derivino evidenti vantaggi, altri impatti risultano ancora significativi.

1. Introduzione

Il calcestruzzo non è solo il materiale da costruzione più utilizzato in Italia, ma è anche una delle prime fonti antropogeniche di anidride carbonica. La percentuale di emissione di CO₂ attribuibile al calcestruzzo è compresa tra il 5 e l'8% (Aitec, 2011). Questo notevole contributo può essere associato ai processi di produzione del principale legante, cioè il cemento Portland ordinario (Ordinary Portland Cement, OPC). Infatti, nella produzione del clinker, la cottura delle materie prime avviene in forni rotanti a temperature pari a circa 1450 °C. È ben nota, a tal proposito, la stima di massima di 1 kg di CO₂ prodotta per ogni kg di clinker prodotto (Humphreys e Mahasenan, 2002). Una futura riduzione della produzione di OPC, fondamentale legata alla sperimentazione di leganti alternativi ecosostenibili e all'uso di scarti e sotto-prodotti delle attività industriali, potrebbe dunque limitare il danno ambientale. Numerosi studi sono rivolti, infatti, a rendere la produzione di calcestruzzo più sostenibile, migliorando l'efficienza ambientale delle industrie del cemento (Liu et al., 1995; Worrell et al., 2000; Szabo et al., 2006; Taylor et al., 2006), allungando la durata e la vita delle strutture in calcestruzzo, sperimentando nuovi leganti (Davidovits, 1999; Duxson et al., 2007) ed impiegando aggregati riciclati e aggregati artificiali (Colangelo et al., 2010, Huntzinger, Eatmon, 2009).

In questo contesto si inseriscono i leganti geopolimerici per i quali, sebbene, siano presentati da molti autori come una delle opzione per l'ottenimento di un "green concrete" (Duxson et al., 2007), pochi studi hanno quantificato l'impatto ambientale ad essi associato (Davidovits, 1999, Duxson et al., 2007, Weil et al., 2007).

L'obiettivo di questo studio è confrontare alcune miscele di calcestruzzo, contenenti geopolimeri basati su metacaolino e ceneri volanti, con miscele contenenti OPC,

valutando il rispettivo impatto ambientale, attraverso l'applicazione della metodologia LCA.

2. Materiali e metodi

I geopolimeri sono polimeri inorganici alluminosilicatici ottenuti dall'attivazione in ambiente alcalino (soluzioni di idrossidi alcalini o di silicati alcalini) di una fonte alluminosilicatica (scorie d'altoforno, ceneri volanti e metacaolino), con contenuto di silice (SiO₂) e allumina (Al₂O₃) superiore all'80% in peso (Davidovits,1999).

Sono state preparate e confrontate tra di loro quattro miscele di calcestruzzo al fine di valutare il relativo impatto ambientale. È stata considerata una miscela di riferimento, OPC1, contenente come legante solo cemento Portland. La seconda miscela, OPC/FA, è caratterizzata dalla presenza di una percentuale di ceneri volanti (fly ash, FA) pari al 30%, in sostituzione parziale dell'OPC. Il restante gruppo di miscele consiste, invece, in quelle contenenti i leganti geopolimerici. La prima, GEO1/FA, è realizzata con silicati di sodio e idrossido di sodio come attivatore delle ceneri volanti; la seconda, GEO2/FA, prevede, rispetto al caso precedente, una quantità di idrossido di sodio più elevata, con conseguente variazione della quantità degli altri componenti; nell'ultima miscela, GEO3/MK, si è utilizzato metacaolino (MK) come materiale alluminosilicatico e una soluzione attivante costituita da silicato di sodio.

Per poter applicare la metodologia LCA (ISO 14040), si è definita come unità funzionale un metro cubo di calcestruzzo, il cui mix design è stato elaborato da precedenti studi riportati in letteratura (Buchawald et al., 2007; Latella et al., 2008; Kong et al., 2010; Olivia et al., 2008; Sathonsaowaphak et al., 2009; Rovnanik, 2010; Weil et al., 2009) ottenuti per calcestruzzi con resistenza e durabilità comparabili (Tabella 1).

Miscela	OPC1 kg/m ³	OPC/FA kg/m ³	GEO1/FA kg/m ³	GEO2/FA kg/m ³	GEO3/MK kg/m ³
Cemento Portland	420	295			
Ceneri volanti		210	408	408	0
Metacaolino					408
Aggregati 10-20 mm	560	560			
Aggregati 7-10 mm	50	540	555	555	555
Aggregati 4-7 mm	740	740	647	647	647
Acqua	130	130	97,4	114,4	348
Idrossido di sodio			16,2	40,2	49,4
Silicato di sodio			45,4	29	174,2
Superfluidificante	3	3	5,6	5,6	0

Tabella 1: Composizione miscela

La parte del processo produttivo studiata è incentrata esclusivamente sulle fasi di produzione dei costituenti necessari per il confezionamento del calcestruzzo. Le analisi di inventario, infatti, non includono tutto il ciclo di vita dei materiali, ma solo lo stadio iniziale relativo alla produzione e alla macinazione degli stessi, tralasciando a studi successivi le altre fasi quali, *produzione di calcestruzzo, distribuzione, uso, riutilizzo, riciclo o smaltimento*. Pertanto gli step che si sono considerati sono: estrazione mineraria, trattamenti termici e chimici dei costituenti, stoccaggio, miscelazione e trasporto ai siti di produzione (Figura 1)



Figura 1: Ciclo di vita calcestruzzo ordinario

I dati relativi ai processi di produzione e i conseguenti valori delle emissioni sono stati ricavati dalle librerie presenti nel software SIMAPRO 7.1, (Ecoinvent, IDEMAT 2001 e ETH-ESU 96) (Goedkop e Oele, 2004), e derivano dalla media dei dati di produzione nei paesi europei considerati.

Infine, come metodo di valutazione dell'impatto ambientale si è scelto di utilizzare la metodologia CML (Guinée et al. 2002), le cui principali categorie quali, *riduzione abiotica, riscaldamento globale, riduzione dello strato dell'ozono, tossicità per l'uomo, ecotossicità dei fiumi, eco-tossicità dei mari e eco-tossicità della terra, ossidazione fotochimica, acidificazione, ed eutrofizzazione* fanno riferimento sia al consumo di risorse e di energia e sia all'inquinamento.

In realtà la scelta di tale metodo è stata dettata dalla presenza in letteratura di studi affini (Chen et al., 2010 e Habert et al., 2011) che utilizzano la stessa metodologia di valutazione ambientale, costituendo così preziose fonti di confronto e paragone.

Le fly ash o ceneri volanti sono il sottoprodotto del processo di combustione del carbone nelle centrali termoelettriche. Questi scarti industriali, se considerati come rifiuto, hanno un basso impatto ambientale quando confrontati con il cemento (Gartner, 2004), in quanto non viene considerato l'impatto ambientale legato alla loro produzione. In realtà, secondo la direttiva dell'Unione Europea 2008/98/EC del Parlamento Europeo e del Consiglio (European Union, 2008) invece, vanno considerati come un sotto-prodotto e non come rifiuto e quindi soggetti ad un coefficiente di allocazione.

Secondo la valutazione LCA, infatti, quando un sistema produttivo realizza differenti prodotti, materiali e flussi di energia, è necessario ripartire in maniera appropriata i dati di inventario del ciclo complessivo e valutare in maniera individuale il contributo ambientale di ognuno di essi (prodotti e sotto-prodotti). Ciò significa, nel caso specifico, che l'impatto ambientale derivante dalle centrali termoelettriche a carbone, deve essere diviso tra elettricità e ceneri volanti.

Pertanto, per la valutazione del loro contributo individuale sull'impatto ambientale è stata utilizzata una procedura di allocazione economica (Habert et al., 2011), a partire da dati Enel (Enel, rapporto ambientale 2010, 2011), che ripartisce gli impatti ambientali tra energia elettrica prodotta e ceneri volanti, in funzione del loro valore economico, come illustrato in Tabella 2.

Costo di produzione di 1 kWh elettr.	0,166	€
Valore medio 1 kg di CV	0,003	€
CV derivanti da 1kWh energia da impianti a carbone	0,011	kg
Percentuale di impatto per 1 kWh	99,98	%
Percentuale di Impatto per 1 kg di CV	0,002	%

Tabella 2: Allocazione impatto ceneri volanti (CV)

3. Risultati

I valori relativi alla miscela di riferimento OPC1 sono stati usati come riferimento, rispetto al quale sono stati valutati i valori di impatto di ogni mix-design analizzato. I dati di impatto per tutte le categorie analizzate dal metodo adoperato sono riportati in Figura 2, dove, alla miscela di riferimento è associato un impatto ambientale pari a 100 per ognuna di esse.

Nonostante l'assegnazione di impatto ambientale alle ceneri volanti, è interessante notare che la loro parziale sostituzione con il cemento Portland determina vantaggi in varie categorie, in particolar modo nella riduzione abiotica, nel riscaldamento globale e nell'eutrofizzazione, mentre, al contrario, sembrano essere più inquinanti per ciò che concerne la riduzione dello strato di ozono, la tossicità umana, l'ecotossicità dei fiumi, l'ecotossicità dei mari, l'ecotossicità della terra, l'ossidazione fotochimica, e, infine, l'acidificazione. Quando il legante è basato sul metacaolino, invece, i risultati diventano meno positivi: questa miscela ha un più basso valore nel riscaldamento globale, dovuta ad una temperatura di calcinazione inferiore rispetto a quella di OPC1 (inferiore a 800 °C nel caso del metacaolino, 1450 °C circa nel caso di OPC1), ma risulta avere risultati peggiori in merito a tutti gli altri indicatori di impatto ambientale. Questo è spiegabile dall'aggiunta di un'importante quantità di silicato di sodio nell'impasto.

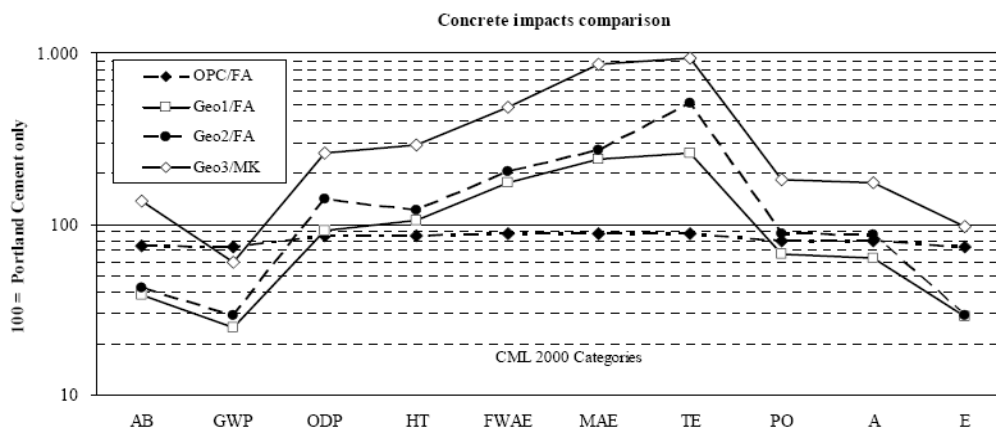


Figura 2: Impatto ambientale delle 4 miscele

La fase di normalizzazione, può essere usata per rappresentare i risultati secondo le più importanti categorie di impatto. In questo caso, i risultati si sono ottenuti dividendo l'impatto legato alla produzione del calcestruzzo con l'impatto relativo a tutte le attività compiute nelle città europee in un anno. Considerando le attività svolte nell'Europa Occidentale nell'anno 1995 le quattro categorie relative al calcestruzzo sono: *riscaldamento globale, ecotossicità dei fiumi, ecotossicità terrestre e acidificazione* (Chen et al., 2010)(Figure 3,4 e 5).

Nel caso della miscela OPC/FA, la presenza del 70% di OPC crea quasi tutta la CO₂ connessa al riscaldamento globale (90%). L'ecotossicità dei fiumi, quella terrestre, l'acidificazione sono influenzate in frazioni analoghe dal dispendio di energia di miscelazione, e dalla presenza di sabbia, ghiaia, ceneri volanti e superfluidificante (Figura 3).

Riguardo la miscela GEO1/FA, l'idrossido di sodio dà il massimo contributo all'acidificazione (60%), mentre il silicato di sodio influenza maggiormente la tossicità terrestre (40%) (Figura 4).

Nella miscela GEO2/FA, si è potuto verificare che la maggior quantità di idrossido di sodio incrementa il contributo all'acidificazione e supera anche il silicato di sodio per quanto riguarda la tossicità terrestre (Figura 5).

Nella miscela GEO3/MK le ceneri volanti sono state sostituite dal metacaolino e la quantità di silicato di sodio è stata aumentata significativamente. In proporzione ai valori totali, questo incremento di silicato di sodio utilizzato determina una percentuale di impatto meno consistente rispetto a quanto la quantità utilizzata suggerirebbe (Figura 6).

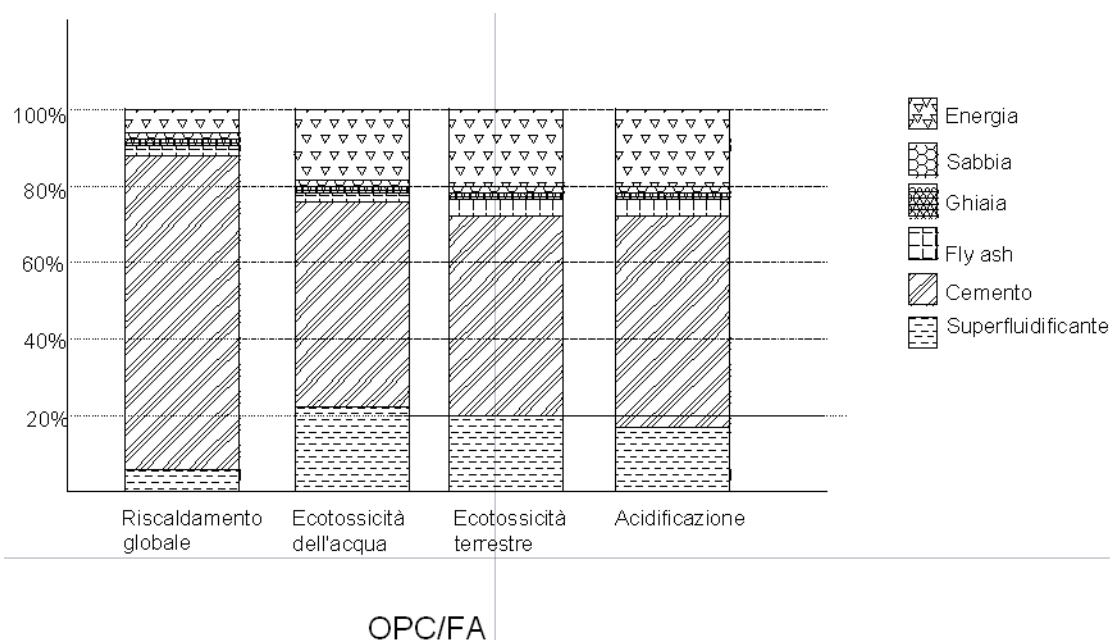


Figura 3: Contributo percentuale all'impatto dei componenti della miscela 1

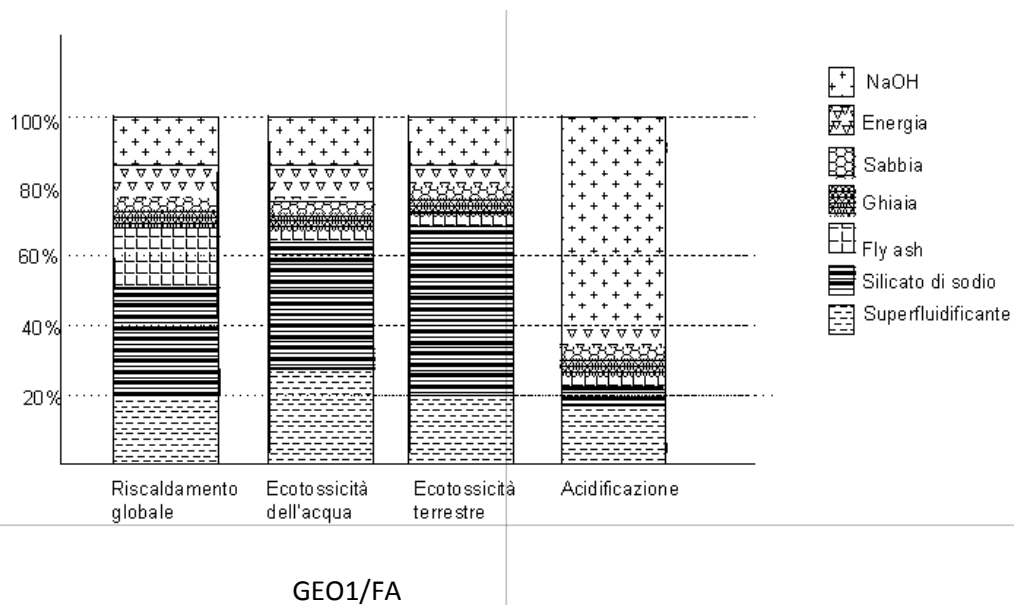


Figura 4: Contributo percentuale all'impatto dei componenti della miscela 2

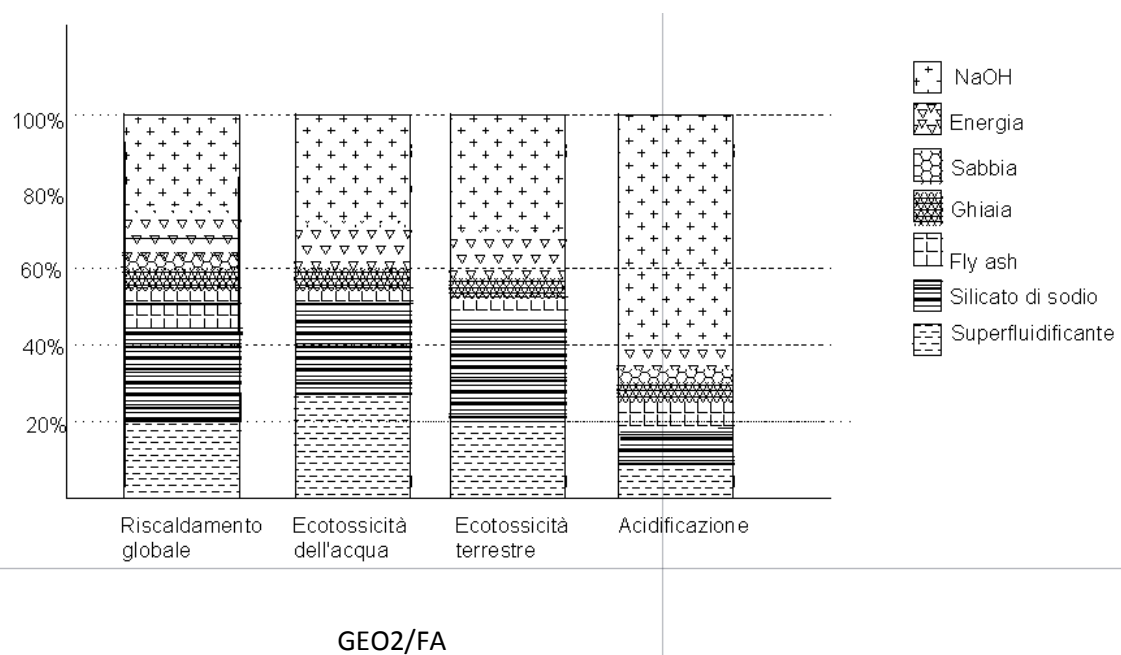


Figura 5: Contributo percentuale all'impatto dei componenti della miscela 3

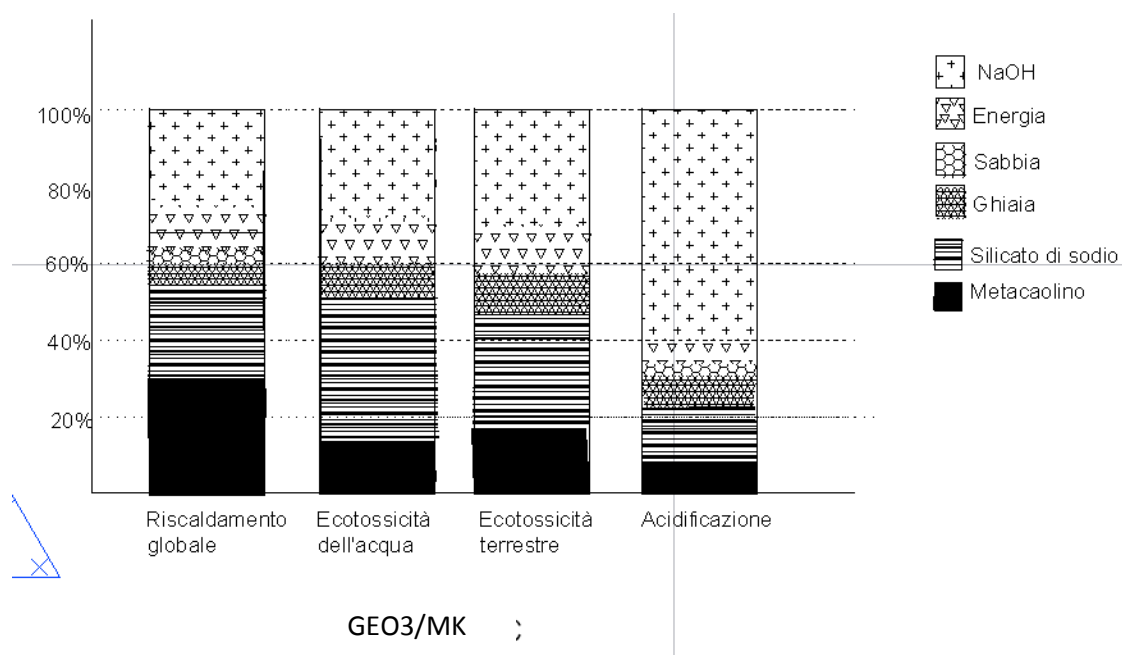


Figura 6: Contributo percentuale all'impatto dei componenti della miscela 4

4. Conclusioni

Dai confronti effettuati si può concludere che le ceneri volanti, anche se considerate come un sottoprodotto e non come un rifiuto, hanno un impatto ambientale inferiore in tutte le preparazioni delle miscele di calcestruzzo.

I processi di produzione delle soluzioni di silicato e idrossido di sodio, utilizzate nei calcestruzzi geopolimerici, riducono l'emissione di CO₂ ma aumentano gli impatti ambientali in altri settori. La ricerca si potrebbe orientare verso l'individuazione di un materiale di scarto o sottoprodotto caratterizzato da un valido rapporto molare Si/Al, cercando così di ridurre il dosaggio delle soluzioni di silicato e idrossido di sodio e di migliorare il mix-design dei leganti geopolimerici. Infine, il profilo ambientale del metacaolino è vantaggioso nei riguardi delle emissioni di CO₂, rispetto al cemento Portland. Gli altri impatti ambientali possono essere attenuati agendo sui trattamenti fisico-chimici del processo produttivo e utilizzando una fonte di alluminosilicati meno pura.

5. Bibliografia

- Aitec, Associazione Italiana Tecnico Economica Cemento, 2011 <http://www.aitecweb.com/it>.
- Buchwald, A., Hilbig, H. & Kaps, Ch 2007, 'Alkali-activated metakaolin-slag blends performance and structure in dependence of their composition', *Journal of Materials Science*, vol. 42, no. 9, pp. 3024-3032.
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A., 2010, 'Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation', *Journal of Cleaner Production*, vol.18, pp. 478-485.
- Colangelo, F., Vaccaro, R., Cioffi, R., 2010, 'Life Cycle Assessment of Sustainable Concrete Made With Recycled Aggregates', *Second International Conference on Sustainable Construction Materials and Technologies June 28th - June 30th*, Ancona, Italy, pp. 1819-1831.
- Davidovits, J., 1999, 'Geopolymeric Reactions in the Economic Future of Cements and Concretes, Worldwide Mitigation of Carbon Dioxide Emission'. *Geopolymer international conference, June 30th - July 2nd*, Saint Quentin, France, pp. 111-122
- Duxson, P., Provis, J.L., Lukey, G.C., Van Deventer, J.S.J., 2007, 'The role of inorganic polymer technology in the development of green concrete', *Cement and Concrete Research*, vol.37, pp. 1590-1597.
- Enel, 'Rapporto Ambientale 2010', 2011 <http://www.enel.com/it>.
- European Union, 2008, 'Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the council on waste and repealing certain directives'.
- Gartner, E., 2004 'Industrially interesting approaches to low-CO₂ cements'. *Cement and Concrete Research*, vol. 34, pp. 1489-1498.
- Goedkoop, M. & Oele, M., 2004, 'Simapro database manual, methods library', Prè Consultants
- Guinée, J.B., Gorrae, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., De Bruijn, H., Van Duin, R., Huijbregts, MAJ., 2002, 'Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards'. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL);
- Habert, G., d'Espinose de Lacaillerie, J.B., Roussel, N., 2011, 'An environmental evaluation of geopolymer based concrete production: reviewing current research trends', *Journal of Cleaner Production*, vol.19, pp.1229-1238.
- Humphreys, K., Mahasenan, M., 2002, 'Toward a Sustainable Cement Industry, Climate Change Sub-Study 8, World Business Council for Sustainable Development'.
- Huntzinger, D., Eatmon, T., 2009, 'A life-cycle assessment of Portland cement manufacturing: comparing the traditional process with alternative technologies', *Journal of Cleaner Production*, vol.17, pp. 668-675.
- ISO, International Standardisation Organisation, ISO 14040, 2006: 'Environmental management-life cycle assessment—principles and framework; ISO 14040, International Standardisation Organisation'.
- Kong, D.L.Y. & Sanjayan J.G., 2010, 'Effect of elevated temperatures on geopolymer paste, mortar and concrete', *Cement and Concrete Research* vol.40, pp.334-339.
- Latella, B.A., Perera, D.S., Durce, D., Mehrtens, E.G. & Davis J., 2008, 'Mechanical properties of metakaolin-based geopolymers with molar ratios of Si/Al = 2 and Na/Al = 1', *Journal of Materials Science*, vol. 43, pp.2693-2699.
- Liu, F., Ross, M. & Wang, S. 1995, 'Energy efficiency of China's cement industry', *Energy*, vol. 20 pp. 669-681.
- Olivia, M., P. Sarker & H. Nikraz, 2008, 'Water Penetrability of low calcium fly ash geopolymer concrete', *Proc. ICCBT2008-A* 46.

- Rovnaník, P., 2010, 'Effect of curing temperature on the development of hard structure of metakaolin-based geopolymer', *Construction and Building Materials*, vol. 24, pp.1176-1183.
- Sathonsaowaphak, A., Chindapasirt P. & Pimraksa, K., 2009, 'Workability and strength of lignite bottom ash geopolymer mortar', *Journal of Hazardous Materials*, vol. 168, pp. 44-50.
- Szabó, L., Hidalgo, I., Ciscar, J.C., Soria, A, 2006. 'CO₂ emission trading within the European Union and annex B countries: the cement industry case', *Energy policy*, vol. 34, pp. 72–87.
- Taylor, M., Tam, C., Gielen, D. 2006. 'Energy efficiency and CO₂ emissions from the global cement industry'. In IEA International Energy Agency, editor, *Energy Efficiency and CO₂ Emission Reduction Potentials and Policies in the Cement Industry*, Paris, 4th - 5th September.
- Weil, M., Dombrowski, K. & Buchwald A., 2009, 'Life-cycle analysis of geopolymers'. In: J.L. Provis and S.J. Van Deventer, Editors, *Geopolymers, Structure, Processing, Properties and Industrial Applications*, Woodhead Publishing Ltd, Cambridge, UK, pp. 194-210.
- Worrell, E. Martin, N., Price. L., 2000, 'Potentials for energy efficiency improvement in the US cement industry'. *Energy*, vol. 25 pp.1189–1214.
- Yang, K.H, Song, J.K., Ashour, A.F. & Lee, E.T., 2008, 'Properties of cementless mortars activated by sodium silicate', *Construction and Building Materials*, vol.22, 1981-1989.

Edito dall'ENEA
Unità Centrale Relazioni, Servizio Comunicazione
Lungotevere Thaon di Revel, 76 – 00196 Roma
www.enea.it

Revisione editoriale: Giuliano Ghisu
Copertina: Cristina Lanari
Stampa: Laboratorio tecnografico – Centro Ricerche ENEA Frascati
Maggio 2012

con il patrocinio di:



MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE



Regione Puglia



Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente

con il sostegno di:

