
VIII Convegno della Rete Italiana LCA

**I nuovi orizzonti dell'LCA: verso un approccio
sistemico e integrato alla progettazione di
prodotti, processi e servizi**

**Firenze
19-20 giugno 2014**

a cura di Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno



**UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE**

**DIPARTIMENTO
DI INGEGNERIA
INDUSTRIALE**



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



VIII Convegno Scientifico dell'Associazione Rete Italiana LCA

I nuovi orizzonti dell'LCA: verso un approccio sistemico e integrato alla progettazione di prodotti, processi e servizi

Firenze, 19-20 giugno 2014

A cura di Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno

2014 ENEA
Agenzia per le nuove tecnologie, l'energia
e lo sviluppo economico sostenibile

Lungotevere Thaon di Revel, 76
00196 Roma

ISBN 978-88-8286-306-7

Indice

<i>Prefazione</i>	6
METODOLOGIA	7
Una metodologia multicriteriale per la valutazione integrata della sostenibilità di sistemi produttivi cerealicoli	8
Benefici ambientali derivanti dall'applicazione di criteri di Life Cycle Design e della metodologia Life Cycle Assessment nella progettazione e sviluppo di una linea di accessori per ufficio	15
Approccio chimico-fisico alla sistematizzazione del fattore di scala nell'analisi del ciclo di vita	23
L'approccio di ciclo di vita e l'eco-innovazione come strategia di sviluppo territoriale	31
Quale integrazione è possibile tra Life Cycle Assessment e Risk Assessment?	
Risposte dalla letteratura recente	39
Life cycle sustainability assessment to support product design: a discussion	46
Il problema dell'allocazione nei processi multifunzionali:	52
la produzione di allumina da alluminio secondario	52
	58
CARBON FOOTPRINT	58
Carbon Footprint degli alimenti: costruzione di una banca dati per il progetto Meneghina Express	59
La Carbon Footprint di un'organizzazione: il caso studio dell'Università di Milano Bicocca	66
Carbon footprint: veicoli flexible fuel alimentati ad E85	73
prodotto da colture dedicate di Arundo donax	73
La valutazione del Carbon Footprint nella filiera olivicola-elaiotecnica nel centro Italia.	
Il caso studio dell'Abruzzo	81
Carbon Footprint di cinque aziende florovivaistiche della Riviera di Ponente in Liguria	87
EDILIZIA	94
La Life Cycle Assessment come strumento di supporto per le piccole e medie imprese: un caso studio in Sicilia	95
Valutazione LCA degli interventi per la conservazione e manutenzione delle superfici di facciata	101
LCA di materiali isolanti in calcecanapulo per edilizia sostenibile	109
Analisi ambientale di smalto ceramico ottenuto da scorie derivanti dalla produzione del rame	116
Sviluppi degli studi LCA in edilizia: potenzialità di diffusione e ampliamento degli indicatori ambientali e dei confini di sistema	123
Modello Metabolico Urbano come strumento per l'analisi di sostenibilità dei sistemi idrici urbani: il caso studio di Reggio Emilia	130
Valutazione della sostenibilità della pratica di riciclo a freddo in-situ di pavimentazioni stradali in conglomerato bituminoso	137
LCA "from cradle to gate" di un pannello X-lam: influenza della metodologia e del tipo di allocazione	144
LCA propedeutica all'ottenimento della dichiarazione ambientale di prodotto di un modulo abitativo prefabbricato con elementi pultrusi fibrorinforzati	151
Analisi del ciclo di vita per la fase di posa in opera di un edificio per uso abitativo	159
AGRO-ALIMENTARE	167
Confronto tra modelli per la stima delle emissioni da fertilizzanti: il caso del mais da granella	168
Conciliare sicurezza alimentare e impatti ambientali: Water Footprint di scenari di produzione agricola nella Striscia di Gaza	176
Impatto ambientale delle operazioni agricole di campo: effetto della scelta della macchina operatrice edelle condizioni pedologiche	183
Applicazioni del metodo LCA per la comparazione delle prestazioni ambientali di tre sistemi di produzione di latte ovino a diversi livelli di input	190

The surplus production in the wine sector: environmental costs analyzed by LCA, the case of an Italian winery	197
Life Cycle Thinking applicato alla filiera ovina: una rassegna critica	205
RIFIUTI	213
Comparison between the environmental performances of plastic, bioplastic and additivated plastic	214
MFA e LCA del sistema di gestione dei RAEE in Regione Lombardia: focus sui piccoli elettrodomestici	220
The use of leaching data in LCA: landfilling of Hospital Waste incineration bottom ash	227
Analisi ambientale di processi di recupero di prodotti sanitari assorbenti	235
Confronto di scenari di gestione dei rifiuti urbani	243
Evaluation of different waste management systems for mixed MSW and organic fraction by Life Cycle Assessment: case studies	251
Fitorimediazione o escavazione e smaltimento in discarica? L'analisi del ciclo di vita (LCA) come strumento metodologico per la valutazione delle tecniche di bonifica dei siti contaminati	258
Handling agricultural residues in LCAs – A case study on woodchips from apple orchards in South Tyrol	271
Implementazione di un modello di LCA per l'analisi ambientale del servizio di pulizia di un presidio ospedaliero: il caso dell'ospedale di Conegliano	278
Impatti ambientali del processo di termovalorizzazione di rifiuti urbani: un approccio misto LCA e SFA	285
ENERGIA E NUOVE TECNOLOGIE	292
Analisi LCA comparativa di produzione da biogas di energia elettrica e biometano	293
Biogas use: a comparison of different alternatives	300
Impatti energetico-ambientali connessi alla produzione di energia elettrica in Sicilia	307
Valutazione dell'ecosostenibilità di nuove tecnologie: produzione di QDsLED con stampaggio tramite "direct laser micropatterning"	313
L'integrazione di Life Cycle Assessment e Water Footprint per la valutazione delle bioenergie	323
Analisi ambientale comparativa tra tecnologia fotovoltaica ed eolica	330
PREMIO GIOVANI RICERCATORI	337
1° CLASSIFICATO: Water footprint indicators within life cycle impact assessment to support the concept and design of a new product	338
2° CLASSIFICATO a pari merito: L'approccio Footprint Family applicato alla filiera agroalimentare: il sistema melicolo della Provincia di Torino	345
2° CLASSIFICATO a pari merito: Analisi combinata MFA/SFA/LCA per la definizione del ruolo chiave dei trattamenti termici per il recupero di materia ed energia nei piani di gestione dei rifiuti urbani	352
Relazioni su invito	359

Comitato scientifico

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

Maurizio Cellura, *Dipartimento di energia, ingegneria dell'informazione e modelli matematici (DEIM), Università di Palermo*

Massimo Delogu, *Dipartimento di Ingegneria Industriale Università degli Studi di Firenze*

Vito D'Incognito, *Take Care International, Milano*

Valentina Fantin, *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

Monica Lavagna, *Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito (A.B.C.) Politecnico di Milano*

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

Michele Mastrobuono, *Tetra Pak*

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

Andrea Raggi, *Dipartimento di Economia (DEc), Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara*

Lucia Rigamonti, *Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Sezione Ambientale, Politecnico di Milano*

Serena Righi, *Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA), Università di Bologna, Ravenna*

Roberta Salomone, *Dipartimento di Scienze Economiche, Aziendali, Ambientali e Metodologie Quantitative (SEAM), Università di Messina*

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

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*

Comitato organizzativo

Massimo Delogu, *Dipartimento di Ingegneria Industriale - Università degli Studi di Firenze*

Marco Pierini, *Dipartimento di Ingegneria Industriale - Università degli Studi di Firenze*

Doriano Giannelli, *Dipartimento di Ingegneria Industriale - Università degli Studi di Firenze*

Segreteria tecnica

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

Marta Rossi Romanelli, *Rete Italiana LCA*

Prefazione

La Rete Italiana LCA, costituitasi in Associazione scientifica nel 2012, organizza diverse iniziative di carattere divulgativo e informativo sia a livello nazionale che internazionale. Tra queste, particolarmente rilevante è il Convegno nazionale annuale al quale prendono parte le più importanti realtà del settore della ricerca operanti sul tema del Life Cycle Assessment (LCA).

Le sedi in cui si sono svolti i Convegni precedenti sono quelle dei Soci Fondatori dell'Associazione, ossia ENEA (sia Bologna che Roma), Politecnico di Milano, Università di Bari e CIRCC, Università di Palermo, Università "G. D'Annunzio" di Chieti-Pescara, Università di Padova. Quest'anno, 2014, l'evento è organizzato congiuntamente dalla Rete e dal Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università degli Studi di Firenze e si svolge a Firenze dal 19 al 20 giugno. Il Convegno anche quest'anno si svolge con il patrocinio del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, ente con cui la Rete collabora, e del SETAC Italian Branch.

Il tema dell'VIII Convegno, dal titolo "I nuovi orizzonti dell'LCA: verso un approccio sistemico e integrato alla progettazione di prodotti, processi e servizi", verte sull'esigenza di "progettare" la sostenibilità ambientale in modo da armonizzarla con le altre caratteristiche che concorrono alla qualità di un prodotto, processo e servizio (quali, ad esempio, affidabilità, sicurezza, prestazioni e costi). In tal senso, la metodologia LCA, applicata all'origine e in fase di progettazione, riveste un ruolo strategico su più fronti: dal punto di vista decisionale nell'ottica di tutela della fragilità degli ecosistemi, di gestione sostenibile delle risorse naturali e di riduzione dei rifiuti; di rispondenza alle esigenze del cliente-committente; di miglioramento e ottimizzazione dell'eco-sostenibilità (in termini ambientali ed economici) dei processi.

I contributi scientifici, raccolti in questo volume e presentati durante le sessioni orali e poster del Convegno, sono stati selezionati attraverso un processo di *peer review* a seguito di una *call for paper* gestita dal Comitato Scientifico della Rete Italiana LCA. Il Comitato si è occupato dell'accettazione/rifiuto degli articoli e della loro revisione con una procedura simile a quella impiegata per la pubblicazione su riviste internazionali con *impact factor*. I contributi qui presentati riguardano sia gli aspetti metodologici, sia l'applicazione dell'LCA nei settori dell'energia, trasporti, rifiuti, edilizia e agro-alimentare.

Gli autori degli studi di LCA raccolti in questi Atti sono rappresentativi di diverse realtà provenienti sia dal mondo Accademico quali, tra gli altri, Politecnico di Milano e di Torino, Università di Bologna, Firenze, Siena, Milano, Modena e Reggio Emilia, Napoli, Padova, Palermo, Reggio Calabria, sia da Enti di Ricerca e aziende impegnate nel settore pubblico e privato, tra cui ENEA e Centro Ricerche Fiat, Magneti Marelli, Continental e Altran.

Massimo Delogu (Chairman del Convegno)

Paolo Masoni (Presidente dell'Associazione Rete Italiana LCA)

METODOLOGIA



Una metodologia multicriteriale per la valutazione integrata della sostenibilità di sistemi produttivi cerealicoli

Anna Irene, De Luca¹, Giuseppa Romeo¹, Giacomo Falcone¹, Teodora Stillitano¹, Alfio Strano¹

¹Dipartimento di AGRARIA, Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria
anna.deluca@unirc.it

Abstract

Il presente articolo propone l'applicazione di una metodologia multicriteriale finalizzata ad integrare, tramite indicatori sintetici, i risultati di analisi LCA e di valutazioni economiche condotte su diversi sistemi produttivi cerealicoli in ambienti semi-aridi. Quattro differenti sistemi colturali sono confrontati attraverso un modello a due dimensioni, basato sulla tecnica VIKOR, che consente di elaborare un "Indice Composito di Sostenibilità" (ICS) arrivando a definire una graduatoria di performance degli scenari analizzati. Da un punto di vista teorico-metodologico lo studio vuole fornire un contributo alla ricerca scientifica sugli approcci sistemici ed integrati per la valutazione della sostenibilità, inoltre da un punto di vista pratico-applicativo offre un supporto all'individuazione e selezione di tecniche agronomiche alternative.

1. Introduzione

Nell'ultimo trentennio, dalla pubblicazione del rapporto Brundtland (WCED, 1987) ad oggi, il concetto di sostenibilità applicato ai processi produttivi agricoli si è notevolmente evoluto e rafforzato, tanto da indurre la comunità scientifica a ricercare nuovi paradigmi di agricoltura per l'integrazione dei diversi aspetti della sostenibilità (Sands & Podmore, 2000) ed a definire nuovi indicatori nonché appropriate metodologie per la loro misurazione (Pacini et al., 2003; van Calster et al., 2008). In tal senso, un'efficace valutazione della sostenibilità deve necessariamente contemplare la quantificazione ed aggregazione di almeno due delle tre principali componenti (ambientale, economica e sociale). Pertanto, lo sviluppo di nuovi approcci per la valutazione sistemica ed integrata della sostenibilità dei processi produttivi rappresenta, per il mondo accademico, un ambizioso obiettivo di ricerca da perseguire. Nell'ambito degli studi life cycle-based applicati ai processi agroalimentari, risulta particolarmente importante mettere a punto specifici strumenti che consentano l'elaborazione di indicatori multidimensionali utili a perfezionare le analisi di sostenibilità (Recchia et al., 2011). Obiettivo della ricerca è quello di implementare una metodologia multicriteriale, denominata VIKOR (Opricovic & Tzeng, 2002), finalizzata ad integrare, tramite la determinazione di indicatori sintetici (Singh et al., 2007; Soler-Rovira & Soler-Rovira, 2008), i risultati di analisi ambientali ed economiche effettuate per diversi sistemi produttivi agricoli in ambito mediterraneo. Nel caso studio vengono confrontati processi produttivi cerealicoli basati su mono-successioni e rotazioni colturali, per farne emergere le principali differenze in termini di performance ambientali ed economiche. Gli scenari individuati sono stati analizzati tramite la consolidata procedura della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) al fine di valutarne gli impatti ambientali, nonché tramite la determinazione del Costo di Produzione (CP) per la stima delle ricadute economiche aziendali. I risultati emersi dalle due specifiche analisi, sono stati aggregati applicando la tecnica multicriteriale VIKOR, in un primo momento per determinare due separati "Indici di Performance Ambientale ed Economica" (IPA ed IPE), in un secondo momento per arrivare alla definizione di un unico "Indice Composito di Sostenibilità" (ICS).

2. Caso studio

Il caso studio è stato sviluppato utilizzando i risultati tecnico-economici ottenuti nell'ambito di una ricerca multidisciplinare condotta nel triennio 2005/2007 in collaborazione con l'Istituto Sperimentale Agronomico di Bari (Montemurro et al., 2008, Montemurro & Maio-

rana, 2008). Le prove sperimentali hanno riguardato la coltivazione di frumento duro - *Triticum durum* - (F) in monosuccessione tradizionale (Mtr) e conservativa (Mco) ed in rotazione con veccia - *Vicia sativa* - (V), condotta con tecnica tradizionale (Rtr) e conservativa (Rco). I dati quantitativi del triennio di sperimentazione, per ogni scenario esaminato, sono stati rapportati ad ettaro (ha) ed adeguati alle realtà di pieno campo. Per la valutazione della sostenibilità ambientale ed economica sono stati direttamente rilevati tipologia e quantità di input e output per la costituzione di un inventario unico (Tabella 1), da utilizzare per le successive elaborazioni. Per la determinazione dei risultati economici i dati di inventario sono stati monetizzati prendendo in considerazione gli attuali prezzi di mercato.

Descrizione	Input/output	Scenari							
		Mtr	Mco	Rtr			Rco		
		2005/2007		2005	2006	2007	2005	2006	2007
Aratura profonda	Diesel l ha ⁻¹	22	-	22	22	-	-	22	-
Aratura superficiale		-	9	-	-	-	9	-	-
Erpicatura		11							
Fresatura		11							
Semina		5							
	Seme kg ha ⁻¹	200	200	200	130	200	200	130	200
Concimazione	Diesel l ha ⁻¹	2.8							
	Fosfato biammonico (N18%-P ₂ O ₅ 46%) kg ha ⁻¹	200		200		200			
	Urea (N 46%) kg ha ⁻¹	150	-	150	-	100	-	-	-
	Azoslow (N29%) kg ha ⁻¹	-	250	-	-	-	250	-	180
	Azoto-fosforo (N9%-P ₂ O ₅ 24%) kg ha ⁻¹	-	300	-	-	-	300	-	300
	Perfosfato triplo (P ₂ O ₅ 46%) kg ha ⁻¹	-	-	-	200	-	-	200	-
Diserbo	Diesel l ha ⁻¹	2,6							
	Erbitox® E30 (MCPA 230g/l) l ha ⁻¹	1	1	1	-	1	1	-	1
Raccolta	Diesel l ha ⁻¹	17,5	17,5	17,5	22,5	17,5	17,5	22,5	17,5
Rifiuti	HDPE kg ha ⁻¹	0.7	1.1	0.7	0.4	0.6	1.1	0.4	0.96
Produzione 2005	t ha ⁻¹	3.29	2.6	3.3	-	-	2.67	-	-
Produzione 2006		2.62	2.17	-	2	-	-	1.68	-
Produzione 2007		2.88	2.5	-	-	3.2	-	-	2.74

Tabella 1: Inventario unico degli scenari colturali

3. Materiali e metodi

3.1. Analisi ambientale

La dimensione della sostenibilità ambientale è stata analizzata mediante la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006), che ha consentito la determinazione degli impatti ambientali. Si è scelto di adottare un confine del sistema dalla “culla al cancello aziendale” esteso, in termini temporali, a tre anni di sperimentazione anche per considerare nell’analisi le possibili interazioni all’interno degli scenari. Quest’ultimi presentano rese e prodotti differenti e pertanto si è scelto di utilizzare come Unità Funzionale (UF) l’unità di reddito lordo (1.000 €) su base triennale (Hayer et al., 2010). Inoltre, a completamento delle analisi, sono state effettuate ulteriori elaborazioni riferite all’ettaro di superficie per valutare gli impatti ambientali in relazione alla differente gestione del suolo.

Oltre ai dati primari relativi alle quantità di input realmente utilizzate ed ai dati secondari sugli impatti della fase di produzione di carburanti, fitofarmaci e fertilizzanti, la valutazione delle emissioni relative alla dispersione nell'ambiente dei fertilizzanti è stata effettuata, in accordo con Notarnicola et al. (2013), tramite i modelli di Bouwman (1995), Brentrup et al. (2000) e Ecoinvent (2007), mentre per i fitofarmaci si è fatto riferimento alle ipotesi di Margni et al. (2002). Le elaborazioni sono state effettuate utilizzando il software SimaPro 7.3, il database Ecoinvent V.2 e scegliendo come metodo di valutazione degli impatti il ReCiPE midpoint (Prè, 2010). Dal set di indicatori fornito dal metodo di Impact Assessment, sono state selezionate le categorie d'impatto ritenute più rappresentative (Tabella 2).

AMBIENTALI	GWP	Climate change	kg CO ₂ eq.
	OD	Ozone depletion	kg CFC-11 eq.
	POCP	Photochemical oxidant formation	kg NMVOC
	AP	Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq.
	EP	Marine eutrophication	kg N eq.
	LU	Agricultural land occupation	m ² a
	FD	Fossil depletion	kg oil eq.

Tabella 2: Indicatori di performance della dimensione ambientale

3.2. Analisi economica

La dimensione della sostenibilità economica è stata analizzata attraverso l'analisi del Costo di Produzione (CP), monetizzando i quantitativi dei mezzi tecnici utilizzati, ai quali sono stati aggiunti la remunerazione del lavoro, del capitale agrario e del capitale fondiario (Strano et al., 2013). La metodologia prevede la quantificazione delle uscite totali relative all'acquisto di tutti i fattori produttivi. Inoltre, sono stati considerati i Ricavi Totali (RT) ottenuti sommando alla Produzione Lorda Vendibile (PLV), calcolata moltiplicando la produzione totale per il prezzo medio di vendita, il contributo comunitario ed esprimendo i valori per ettaro di superficie.

Dovendo definire la redditività dei processi agricoli in termini di ordinaria gestione imprenditoriale, si è deciso di utilizzare come indicatore reddituale il Reddito Lordo (RL). Gli indicatori economici utilizzati e le relative descrizioni e determinazioni sono riportate nella Tabella 3.

ECONOMICI	RT	Ricavi Totali	PLV + Sostegno pubblico	€ ha ⁻¹
	T	Tornaconto	RT-CT	€ ha ⁻¹
	CT	Costo Totale di produzione	Sv + Q + Tr + Sa + St + I + Bf	€ ha ⁻¹
	RL	Reddito Lordo	RT - (St + Sa + I + Sv + Tr)	€ ha ⁻¹
	CU	Costo Unitario di produzione	CT/Produzione Totale	€ Kg ⁻¹
	B/C	Rapporto Benefici-Costi	RT/CT	-
	CE	Costo Energetico	Costo carburante + Costo fertilizzanti/Totale Spese Varie	%

Sv: Spese Varie; Q: Quote di ammortamento, manutenzione e assicurazione; Bf: Beneficio Fondiario; Sa: Salario; St: Stipendio; I: Interessi; Tr: Tributi.

Tabella 3: Indicatori di performance della dimensione economica

3.3. Analisi integrata: metodologia multicriteriale VIKOR

La costruzione degli indici sintetici di sostenibilità è realizzata mediante il metodo multicriteriale VIKOR (*Vlase Kriterijumska Optimizacija Kompromisno Resenje*) sviluppato da Opricovic & Tzeng (2002) e basato sulla teoria della distanza dal punto ideale di Zeleny (1975). Tale metodo, oggetto di numerose applicazioni in svariati ambiti di studio (ad es., Hu et al., 2014; Aktan & Samut, 2013; Romeo & Marciandò, 2013), ben si presta alla risoluzione di problemi decisionali di natura discreta, in cui i criteri hanno differenti unità di misura o sono tra loro conflittuali, consentendo di ottenere un ordinamento degli scenari analizzati, il cui punteggio di performance tiene conto simultaneamente di tutti i criteri considerati (Opricovic & Tzeng, 2007). Il metodo VIKOR impiega la funzione aggregativa L_p -metric:

$$L_{p,K} = \left\{ \sum_{j=1}^n [W_j (|f_j^* - f_{Kj}|) / (|f_j^* - f_j^-|)]^p \right\}^{1/p} \quad (1)$$

dove:

$K=1,2,\dots, m$ rappresenta gli scenari $S_1, S_2, \dots, S_m$; $J=1,2,\dots, n$ rappresenta i criteri $C_1, C_2, \dots, C_n$; $f_{K,J}$ = performance score per gli scenari S_K rispetto ai criteri C_J ; W_J = peso del j -esimo criterio; f_j^* e f_j^- = valore migliore e peggiore del punto ideale rispetto al j -esimo criterio.

L'algoritmo del metodo VIKOR si sviluppa nelle seguenti fasi:

1 - *Costruzione e normalizzazione della Matrice Decisionale*; i valori quantitativi degli indicatori-criterio precedentemente selezionati (cfr. tabb. 2 e 3) vengono assegnati alle relative dimensioni, ambientale ed economica, e sono espressi in forma matriciale. Data la natura eterogenea di tali valori si procede con la normalizzazione lineare al fine di convertirli in indici adimensionali.

2 - *Determinazione del valore migliore e peggiore*; per ciascuna funzione criterio il valore migliore è f_j^* , mentre il valore peggiore è f_j^- ; pertanto, per il criterio $j=1,2,\dots,n$, sono state impiegate le espressioni (2) e (3), di seguito illustrate:

$$f_j^* = \max_k f_{k,j}; \quad f_j^- = \min_k f_{k,j} \quad \text{se la funzione criterio è un beneficio;} \quad (2)$$

$$f_j^* = \min_k f_{k,j}; \quad f_j^- = \max_k f_{k,j} \quad \text{se la funzione criterio è un costo;} \quad (3)$$

3 - *Calcolo delle distanze*; si calcolano gli indici S_K e R_K che rappresentano: il primo la distanza del k -esimo scenario rispetto alla soluzione ideale positiva, mentre il secondo considera il massimo valore ideale per ciascun scenario (Liuo & Chuang, 2010).

Per $K=1,2,\dots,m$ e $J=1,2,\dots,n$ S_K e R_K sono calcolati con le seguenti relazioni:

$$S_K = L_K^{p=1} = \sum_{j=1}^n W_j (f_j^* - f_{Kj}) / (f_j^* - f_j^-) \quad (4)$$

$$R_K = L_K^{p=\infty} = \max_j [W_j (f_j^* - f_{Kj}) / (f_j^* - f_j^-)] \quad (5)$$

dove W_j sono i pesi dei criteri. In questo studio si è deciso di ripartire equamente il peso tra i criteri e pertanto: $w_1 = w_2 = \dots = w_n = 1/n$.

4 - *Calcolo del valore P_K* ; il valore di P_K (eq. 6) rappresenta l'indice sintetico della performance della sostenibilità. Lo scenario migliore è quello che possiede il valore più basso di P_K , poiché rappresenta la distanza più vicina al livello ideale.

$$P_K = v (S_K - S^*) / (S^- - S^*) + (1 - v)(R_K - R^*) / (R^- - R^*) \quad (6)$$

dove:

$$S^* = \min [(S_K) | K = 1, 2, \dots, m]; \quad S^- = \max [(S_K) | K = 1, 2, \dots, m] \quad (7)$$

$$R^* = \min [(R_K) | K = 1, 2, \dots, m]; \quad R^- = \max [(R_K) | K = 1, 2, \dots, m] \quad (8)$$

mentre “v” rappresenta il peso della strategia decisionale di massima utilità e usualmente assume un valore pari a 0,5 (Kaya & Kahraman, 2011).

4. Risultati e discussioni

Dalla valutazione degli impatti ambientali emerge che i sistemi produttivi in rotazione hanno performance migliori rispetto alle mono-successioni, in particolare lo scenario “Rtr” risulta essere il più sostenibile per tutti i criteri selezionati (cfr. Tabella 2). La fase di fertilizzazione risulta sempre quella più impattante, ad eccezione dell'EP e del LU in cui l'operazione colturale della semina riveste un ruolo fondamentale, a causa degli impatti derivanti dalla produzione della semente. Le lavorazioni rappresentano il secondo fattore d'impatto soprattutto negli scenari rotazionali, in cui il peso della fertilizzazione è mitigato dalla coltivazione della vecchia che, grazie alla capacità di azoto-fissazione, non necessita di concimazioni azotate e consente di ridurre gli apporti nella coltivazione successiva. Quanto detto è riportato nella Tabella 4. Le mono-successioni si rivelano meno performanti a causa dell'impiego di una maggiore quantità di input produttivi; la tecnica conservativa appare più impattante rispetto a quella tradizionale per la sua minore produttività, da cui deriva una maggiore incidenza dei Costi Totali (CT) di produzione con conseguente riduzione del Reddito Lordo (RL).

	GWP	OD	POCP	AP	EP	LU	FD
Mtr	3601,04	0,0005	18,44	61,99	14,80	651,54	1460,20
Mco	6080,12	0,0007	32,90	92,87	19,83	1020,13	2087,05
Rtr	2176,63	0,0003	16,38	45,92	10,39	639,33	751,58
Rco	2973,16	0,0003	22,41	54,45	12,17	842,67	913,41

Tabella 4: Risultati ambientali

Esaminando, per il triennio complessivo, i risultati dell'analisi della dimensione economica (Tabella 5) si riscontra che lo scenario “Mtr” presenta le migliori performance su quasi tutti i criteri analizzati in particolare T e RL, che lo caratterizzano come lo scenario che più degli altri massimizza il compenso per l'imprenditore. “Rtr” ottiene risultati altrettanto significativi poiché registra la migliore performance per il criterio CT. Lo scenario “Rco” presenta i valori più bassi sia di CT sia dell'incidenza delle spese energetiche sul totale delle spese varie (CE), registrando, altresì, la peggior performance in termini di PLV. Infine lo scenario “Mco” si caratterizza per le peggiori performance in termini di T, RL, B/C e CE.

	PLV	CT	T	RL	CU	B/C	CE
Mtr	3084,60	2101,90	982,70	1270,18	0,24	1,47	80,38
Mco	2719,80	2192,45	527,35	806,84	0,30	1,24	82,64
Rtr	2732,19	1887,14	845,05	1112,16	0,28	1,45	78,90
Rco	2415,00	1829,46	585,54	841,79	0,33	1,32	78,33

Tabella 5: Risultati economici

Passando alla lettura degli indici sintetici multicriteriali (Tabella 6) i risultati sono coerenti con quanto prima descritto. Lo scenario con il migliore IPA è “Rtr” seguito da “Rco”, mentre risultano meno performanti quelli che impiegano il sistema colturale della mono-successione (“Mtr” e “Mco”), evidenziando come la rotazione sia in grado di offrire una migliore gestione agronomica del suolo. Difatti, consente di beneficiare degli effetti positivi della coltivazione delle leguminose, che permette di ridurre sia gli apporti di azoto sia le lavorazioni del terreno. L'unità funzionale scelta penalizza la tecnica conservativa, a causa della minore produttività dei processi produttivi a basso impiego di input.

Ulteriori elaborazioni sono state effettuate riferendosi all'UF ettaro di superficie¹ ed hanno permesso di evidenziare che la tecnica conservativa è la più sostenibile in relazione alla gestione del suolo. Relativamente alla dimensione economica espressa in termini di IPE, si osserva un ordinamento differente da quello ottenuto per l'IPA, seppur lo scenario con la migliore performance si conferma sempre "Rtr" seguito da "Mtr", che registra un IPE pari a 0,25. Performance meno sostenibili si evidenziano per entrambi gli scenari che adottano la tecnica colturale di tipo conservativo, a causa della minore produttività ad ettaro. La lettura integrata delle due dimensioni conferma, attraverso l'ICS, che lo scenario più performante è "Rtr" seguito da "Mtr", mentre la terza e quarta posizione sono occupate rispettivamente da "Rco" e da "Mco". I risultati della graduatoria finale sono sicuramente influenzati dalla scelta dell'UF², nonché dalla mancanza di attribuzione di un peso differenziato alle due dimensioni della sostenibilità, fattore che potrebbe modificare sensibilmente la graduatoria finale.

	IPA	Graduatoria	IPE	Graduatoria	ICS	Graduatoria
Mtr	0,63	3°	0,25	2°	0,24	2°
Mco	1,00	4°	1,00	4°	1,00	4°
Rtr	0,00	1°	0,09	1°	0,00	1°
Rco	0,52	2°	0,82	3°	0,68	3°

Tabella 6: Graduatorie degli indici sintetici per la sostenibilità ambientale ed economica

5. Conclusioni

I risultati ottenuti consentono di evidenziare che l'approccio multicriteriale VIKOR si rivela un efficace strumento per aggregare indicatori di sostenibilità, a volte tra loro conflittuali, che appartengono a una stessa dimensione o a dimensioni differenti. Il caso studio costruito su una serie di criteri comparativi ha permesso, attraverso la definizione dell'ICS, di identificare lo scenario più sostenibile, considerando contemporaneamente sia gli impatti ambientali sia quelli economici e consentendo l'analisi anche per singola dimensione mediante specifici indici (IPA e IPE). Relativamente ai criteri che scaturiscono dall'analisi LCA, va tenuto in debita considerazione che i risultati sono inevitabilmente influenzati dalla scelta dell'UF. Il vantaggio nell'utilizzo del metodo è riconducibile alla possibilità di effettuare una valutazione integrata delle performance, utile a supportare quei processi decisionali in cui bisogna scegliere tra più alternative in funzione di diversi criteri di sostenibilità. Inoltre, l'individuazione degli indici sintetici permette di offrire un'informazione immediata dei risultati agli *stakeholder* a cui lo studio può essere indirizzato. Un auspicabile avanzamento della ricerca potrebbe riguardare la definizione di un modello di valutazione multidimensionale che integri le analisi life cycle-based (LCA, LCC, sLCA), nonché l'attribuzione di un peso alle diverse dimensioni della sostenibilità attraverso opportuni strumenti metodologici.

6. Bibliografia

Aktan, HE, Samut, PK, 2013, Agricultural performance evaluation by integrating fuzzy AHP and VIKOR methods, *International Journal of Applied Decision Sciences*, 6 (4), pp. 324-344.

Bouwman A F, 1995. Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide. University of Wageningen, Netherlands.

Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H, 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emission from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector, *Int. J. LCA* 5 (6), 349-357.

¹ Graduatoria IPA (UF= ha): 1° "Rco" (IPA 0,00); 2° "Rtr" (IPA 0,13); 3° "Mco" (IPA 0,99); 4° "Mtr" (IPA 1,00).

² Graduatoria ICS (UF= ha): 1° "Rtr" (ICS 0,00; 2° Rco – ICS 0,55; 3° Mtr – ICS 0,69; 4° Mco – ICS 1,00

- Ecoinvent, 2007, Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems, Ecoinvent report 15.
- Hayer, F, Bonnin, E, Carrouée, B, Gaillard, G, Nemecek, T, Schneider, A, Vivier, C, 2010, Designing sustainable crop rotations using Life Cycle Assessment of crop combinations, 9th European IFSA Symposium, 4-7 July 2010, Vienna (Austria).
- Hu, SK, Lu, MT, Tzeng, GH, 2014, Exploring smart phone improvements based on a hybrid MCDM model, *Expert Systems with Applications*, 41 (9), pp. 4401-4413.
- ISO (2006). ISO Norm 14040:2006 Life cycle assessment - Principles and framework.
- Kaya, T, Kahraman C, 2011, Fuzzy multiple criteria forestry decision making based on an integrated VIKOR and AHP approach, *Expert Systems with Applications*, 38, pp.7326-7333.
- Liou, JJH, Chuang, YT, 2010, Developing a hybrid multi-criteria model for selection of outsourcing providers, *Expert Systems with Applications*, 37, pp.3755-3761.
- Margni M, Rossier D, Crettaz P, Jolliet O, 2002. "Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems", *Agriculture Ecosystems & Environment*, Vol.93, pp. 379-392.
- Montemurro, F, Maiorana, M, 2008, Organic fertilization as resource for a sustainable agriculture, *Fertilizers: Properties, Application, and Effects*, Chapter. 6, pp 123-146, Nova Science Pub., Inc., Hauppauge NY.
- Montemurro, F, Maiorana, M, Convertini, G, Fornaro, F, 2008, Cropping systems: the role of continuous cropping, crop rotation, leguminous crops and catch crop in Mediterranean conditions, *Crop Rotation*, Chapter. 6, pp 141-171, Nova Science Pub., Inc., Hauppauge NY.
- Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, PA, 2013, La variabilità dei dati nella LCA della produzione olivicola, *Atti VII Convegno Rete Italiana LCA*, Milano, 27-28 giugno.
- Opricovic, S, Tzeng, GH, 2002, Multicriteria planning of post-earthquake sustainable reconstruction, *Computer-Aided Civil Infrastructure Engineering*, 17, (2), pp.211-220.
- Opricovic, S, Tzeng, GH, 2007, Extended VIKOR method in comparison with outranking methods, *European Journal of Operational Research*, 178, pp.514-529.
- Pacini, C, Wossink, A, Giesen, G, Vazzana, C, Huirne, R, 2003, Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis, *Agriculture Ecosystems & Environment*, 95, 273-288.
- PRè - Product Ecology Consultants, 2010, SimaPro Database Manual - Methods library, Netherlands.
- Recchia, L, Boncinelli, P, Cini, E, Vieri, M, Grabati Pegna, F, Sarri, D, 2011, Multicriteria analysis and LCA techniques. With applications to agro-engineering problems, Springer-Verlag London.
- Romeo, G, Marcianò, C, 2013, Evaluating the performance of rural governance in Calabria, 133 EAEE Seminar, Chania, Crete, 15-16 June.
- Sands, GR, Podmore, TH, 2000, A generalized environmental sustainability index for agricultural systems, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, pp. 29-41 Singh, RK.
- Singh, RK, Murty, HR, Gupta, SK, Dikshit, AK, 2007, Development of composite sustainability performance index for steel industry, *Ecological Indicators*, 7 (3), pp. 565-588.
- Soler-Rovira, J, Soler-Rovira, P, 2008, Assessment of aggregated indicators of sustainability using PCA: the case of apple trade in Spain, *Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, Zurich, November 12-14.
- Strano, A, De Luca, AI, Falcone, G, Iofrida, N, Stillitano, T, Gulisano, G, 2013, Economic and environmental sustainability assessment of wine grape production scenarios in Southern Italy, *Agricultural Sciences*, 4(5B), 12-20.
- van Calker, KJ, Berentsen, PBM, Giesen, GWJ, Huirne, RBM, 2008, Maximising sustainability of Dutch dairy farming systems for different stakeholders: A modelling approach, *Ecological Economics*, 65, pp. 407 - 419.
- WCED, 1987, Report of the world commission on environment and development: our common future, Oxford University Press.
- Zeleny, M, 1975, The Theory of the Displaced Ideal, in Zeleny M, (ed.), *Multiple Criteria Decision Making*, Springer Verlag.

Benefici ambientali derivanti dall'applicazione di criteri di Life Cycle Design e della metodologia Life Cycle Assessment nella progettazione e sviluppo di una linea di accessori per ufficio

Jacopo Mascitti¹; Lucia Pietroni¹; Raffaele Scialdoni¹;

¹Università degli Studi di Camerino - Scuola di Architettura e Design "E. Vittoria"

jacopo.mascitti@unicam.it

Abstract

Il lavoro illustra i principali risultati in termini di benefici ambientali ottenuti dall'applicazione di criteri di Life Cycle Design e della metodologia Life Cycle Assessment nella progettazione e nello sviluppo della nuova linea di accessori per l'ambiente ufficio "Green2Desk" di Fellowes Leonardi SpA. Lo studio di LCA ha preso in esame tre linee di prodotto realizzate dalla stessa azienda: "Green2Desk in polimero vergine", "Green2Desk in polimero 100% rigenerato" e la "vecchia linea". I risultati ottenuti dall'analisi comparativa mostrano come, grazie all'applicazione di criteri di Life Cycle Design nello sviluppo della nuova linea di prodotti Green2Desk, i vantaggi ambientali nelle fasi di produzione, trasporto e stoccaggio siano significativi se confrontati con gli analoghi accessori della vecchia linea e sensibilmente amplificati dall'utilizzo di polimeri 100% rigenerati.

1. Introduzione

L'articolo presenta i principali risultati del progetto di ricerca dal titolo "Studio di soluzioni innovative ed eco-sostenibili di accessori per ufficio", condotto nel 2013 per conto della Fellowes Leonardi SpA, dalla Scuola di Architettura e Design "E. Vittoria" dell'Università degli Studi di Camerino ed EcodesignLab S.r.l., spin off della stessa Università che fornisce servizi di eco-design e eco-innovazione di prodotto alle imprese. L'obiettivo del progetto di ricerca era lo sviluppo di soluzioni innovative di cinque tipologie di accessori per ufficio (cassettiera da scrivania, vaschetta portacorrispondenza, cestino gettacarte, portariviste e portapenne) con particolare attenzione ai temi della sostenibilità ambientale, attraverso l'applicazione di adeguati criteri di Life Cycle Design. I prodotti della linea, denominata poi "Green2Desk" a sottolinearne il valore aggiunto ambientale, sono pensati per il green office contemporaneo e per rispondere ai criteri di accesso al mercato del Green Public Procurement.

2. Ambito di sviluppo e finalità del progetto Green2Desk

Il progetto nasce dalla necessità dell'azienda di rinnovare la propria linea di accessori per ufficio, risalente agli anni '90, in risposta alla richiesta sempre crescente di prodotti ambientalmente sostenibili per l'ufficio e alla necessità di ottimizzare i costi di produzione e di gestione del prodotto.

Il progetto mirava prioritariamente a soddisfare i seguenti obiettivi:

- ridurre gli impatti ambientali dei prodotti lungo tutto il loro ciclo di vita;
- ridurre al minimo l'impiego di materiale, incrementando le prestazioni dei prodotti;
- rendere i prodotti totalmente incassabili in modo da ridurre gli ingombri in fase di trasporto e stoccaggio;
- rendere tutti i prodotti monomaterici e quindi totalmente riciclabili;
- utilizzare polimeri altamente riciclabili e riciclati;
- comunicare in maniera efficace i vantaggi ambientali ottenuti per incidere positivamente sulla "green reputation" aziendale.

Il gruppo di ricerca ha condotto un'approfondita analisi preliminare al progetto relativa a scenari d'uso ed evoluzione dei contesti lavorativi contemporanei, all'innovazione tecnologica e dei materiali nel settore di riferimento, ai prodotti dei competitors e agli aspetti ambientali prioritari per il comparto.

La metodologia di LCA è stata integrata lungo tutto il processo di sviluppo progettuale per identificare e quantificare i fattori maggiormente impattanti e minimizzarne l'effetto. In particolare, è stata utilizzata per il supporto alle decisioni progettuali attraverso le quali è stato possibile minimizzare gli impatti relativi alle fasi di produzione, trasporto e stoccaggio operando una riduzione importante degli ingombri e del peso dei prodotti.

3. I vantaggi ambientali derivanti all'applicazione dei criteri di Life Cycle Design

3.1 Riduzione del quantitativo e ottimizzazione del materiale impiegato

Nella progettazione a ciclo di vita della nuova linea di accessori una delle strategie perseguite per la riduzione degli impatti ambientali è stata la riduzione del materiale impiegato. I cinque prodotti della linea Green2Desk sono realizzati, come la vecchia linea, in polipropilene (cestino gettacarte) e polistirene (cassettiera, portapenne, portariviste e portacorrispondenza) vergini. La prima scelta progettuale è stata quella di ottimizzare gli spessori, riducendoli nelle aree meno soggette alle sollecitazioni statiche. Attraverso l'utilizzo di un software di analisi dedicato e applicando una meticolosa rivisitazione strutturale di tutti i prodotti è stato possibile contenere efficacemente i pesi senza inficiare i parametri di robustezza e funzionalità. Ad esempio, nel portacorrispondenza la riduzione del 20% circa (da 242 a 191g) di materiale rispetto alla vecchia linea è ottenuta con molteplici interventi: una diversa formalizzazione del taglio frontale d'invito alla presa dei fogli (Figura 1, a), quattro ampie aree a sezione ridotta sul fondo del piano orizzontale (Figura 1, b) e l'ottimizzazione della parete di fondo conformata ad "U" (Figura 1, c) che garantisce il contenimento dei fogli anche per un formato UNI A5. Sono state eliminate, inoltre, alcune criticità del prodotto precedente, come la presenza di fori sul piano orizzontale (Figura 1, d).

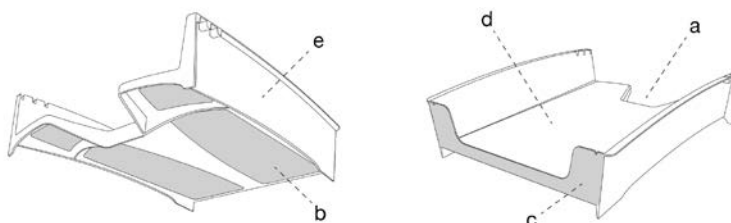


Figura 1: Interventi progettuali finalizzati alla riduzione del materiale impiegato e alla riduzione degli ingombri di trasporto e stoccaggio sul portacorrispondenza Green2Desk

Nel portariviste la riduzione del quantitativo di materiale è del 13% (da 234 a 203g). Il segno estetico perimetrale (Figura 2, f) che lo contraddistingue rappresenta l'elemento statico di rinforzo mentre le restanti aree, a spessore ridotto, sono funzionali al contenimento. Lo svuotamento della parete frontale (Figura 2, g) è stato studiato in modo da facilitare la visione del contenuto e agevolarne la presa. Sulla cassettera si è intervenuti ponendo, invece, particolare attenzione alle nervature d'irrigidimento e alle connessioni tra le parti assemblate. L'intervento più interessante, che ha consentito un abbattimento di quasi un quinto del peso dell'analogo prodotto della vecchia linea (da 2566 a 1931g), è rappresentato dallo "svuotamento" del fondo del case (Figura 2, i) che mette in vista i cassetti interni.

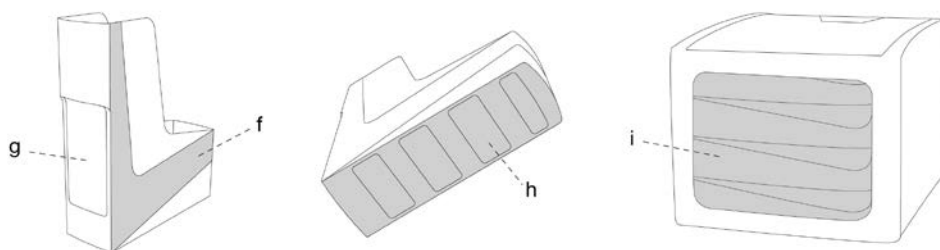


Figura 2: Interventi progettuali finalizzati alla riduzione del materiale e degli ingombri di trasporto e stoccaggio sul portariviste (a sinistra) e sul case della cassettera (destra) Green2Desk

La stessa metodologia applicata anche agli altri oggetti della linea Green2Desk ha prodotto significativi risultati per la riduzione dell'impatto ambientale derivante dall'utilizzo del materiale.

3.2 Riduzione dei volumi dei prodotti nella fase di trasporto e stoccaggio

La seconda strategia progettuale di riduzione degli impatti ambientali si è focalizzata sulla fase di trasporto e stoccaggio dei prodotti. Un esempio rilevante è rappresentato dal nuovo portacorrispondenza con le pareti laterali svasate (Figura 1, e). Queste hanno consentito la completa incassabilità dell'oggetto abbattendo il volume d'imballaggio del 51%.

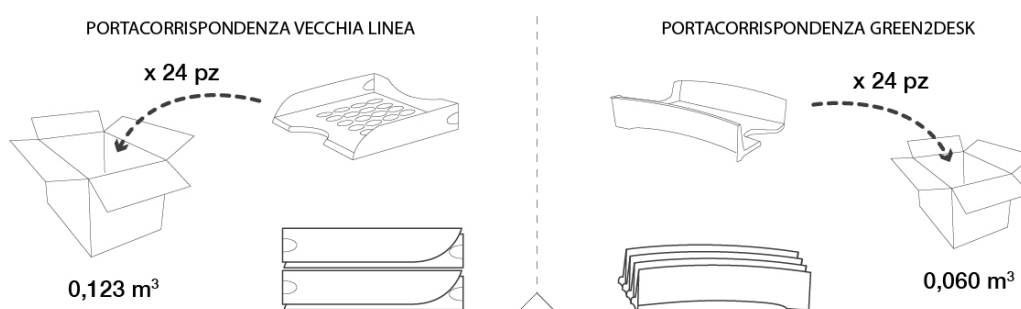


Figura 3: Confronto dei layout di impilaggio e degli ingombri di stoccaggio e trasporto di 24 portacorrispondenza della vecchia linea (a sinistra) e della linea Green2Desk (a destra)

Il portariviste, reso completamente “gemellabile” grazie alla geometria trapezoidale della base (Figura 2, h), ha ridotto del 18% il volume dell'imballo. Analoghe strategie sono state applicate al cestino gettacarte e al portapenne, giungendo quest'ultimo alla riduzione record dell'ingombro di trasporto dell'81%.

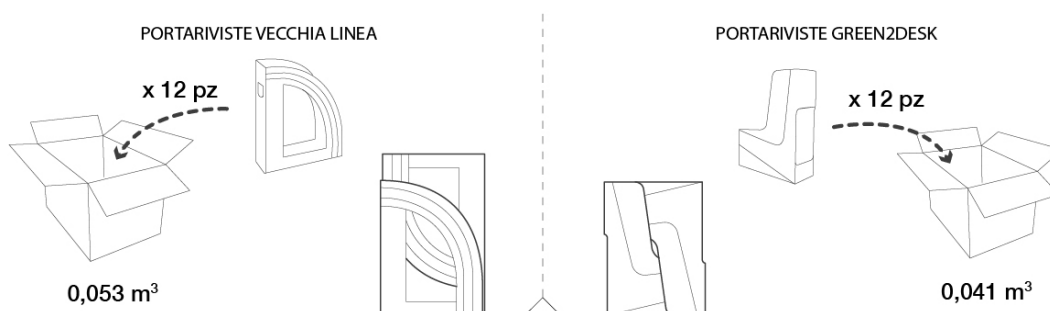


Figura 4: Confronto dei layout di gemellaggio e degli ingombri di stoccaggio e trasporto di 12 portariviste della vecchia linea (a sinistra) della linea Green2Desk (a destra)

Far viaggiare più prodotti all'interno di uno stesso ingombro, diminuendone contemporaneamente il peso, ha permesso di ridurre sensibilmente le emissioni di CO₂ equivalente in fase di trasporto: -27% per la cassettera, -50% per il portacorrispondenza, -25% per il portariviste, -20% per il cestino gettacarte e -86% per il portapenne.

3.3 La metodologia LCA come strumento di supporto alle scelte progettuali

L'analisi LCA condotta durante la fase di sviluppo ha dimostrato l'efficacia delle singole strategie di Life Cycle Design per il generale obiettivo della riduzione degli impatti ambientali, permettendo anche una quantificazione scientificamente attendibile dei benefici ottenuti. Attraverso l'LCA, infatti, è stato possibile valutare durante la fase di sviluppo, in modo comparativo, i vantaggi ambientali generati dall'attività di Life Cycle Design sulla nuova linea Green2Desk nelle diverse fasi del ciclo di vita dei prodotti.

4. La validazione dei risultati raggiunti dall'attività progettuale attraverso l'analisi LCA

Al termine del processo d'ideazione e sviluppo dei nuovi prodotti Green2Desk è stato condotto, in collaborazione con EcodesignLab Srl, uno studio sui vantaggi ambientali generati sull'intera linea dall'approccio Life Cycle Design e dall'utilizzo di polimeri rigenerati. Il presente studio riporta i vantaggi ambientali ottenuti come riduzione di emissioni di CO₂ equivalenti. L'analisi è stata eseguita con dati provenienti da tutte le aziende coinvolte nel processo di produzione e con dati di letteratura. Nello studio non sono stati considerati, perché poco rilevanti ai fini dell'analisi, la fase d'uso dei prodotti e la loro dismissione, che prevede la completa riciclabilità.

4.1 Oggetto dell'LCA

Ai fini dell'analisi comparativa l'LCA è stata condotta sui cinque prodotti (portariviste, portacorrispondenza, portapenne, cestino gettacarte e cassettera) della nuova linea "Green2Desk in polimero vergine" e i corrispettivi prodotti della "vecchia linea". Questi sono stati preliminarmente valutati nel dettaglio per dimostrare la loro coerenza tipologica e funzionale. Infine, i cinque prodotti della linea "Green2Desk in polimero 100% rigenerato" sono stati confrontati con i prodotti della "vecchia linea" e della nuova linea "Green2Desk in polimero vergine" per valutare attraverso la metodologia LCA l'incidenza, in termini di riduzioni delle emissioni di CO₂ equivalente, dell'utilizzo di polimeri (PP e PS) 100% rigenerati.

4.2 I cicli produttivi

Per le tre linee di prodotto 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 layout produttivi (Figura 5) derivano dallo specifico approfondimento effettuato in collaborazione con i tecnici della Fellowes Leonardi SpA e delle due aziende fornitrici di compound (PP e PS vergine e rigenerato) Leonardi SpA e GMP Srl.

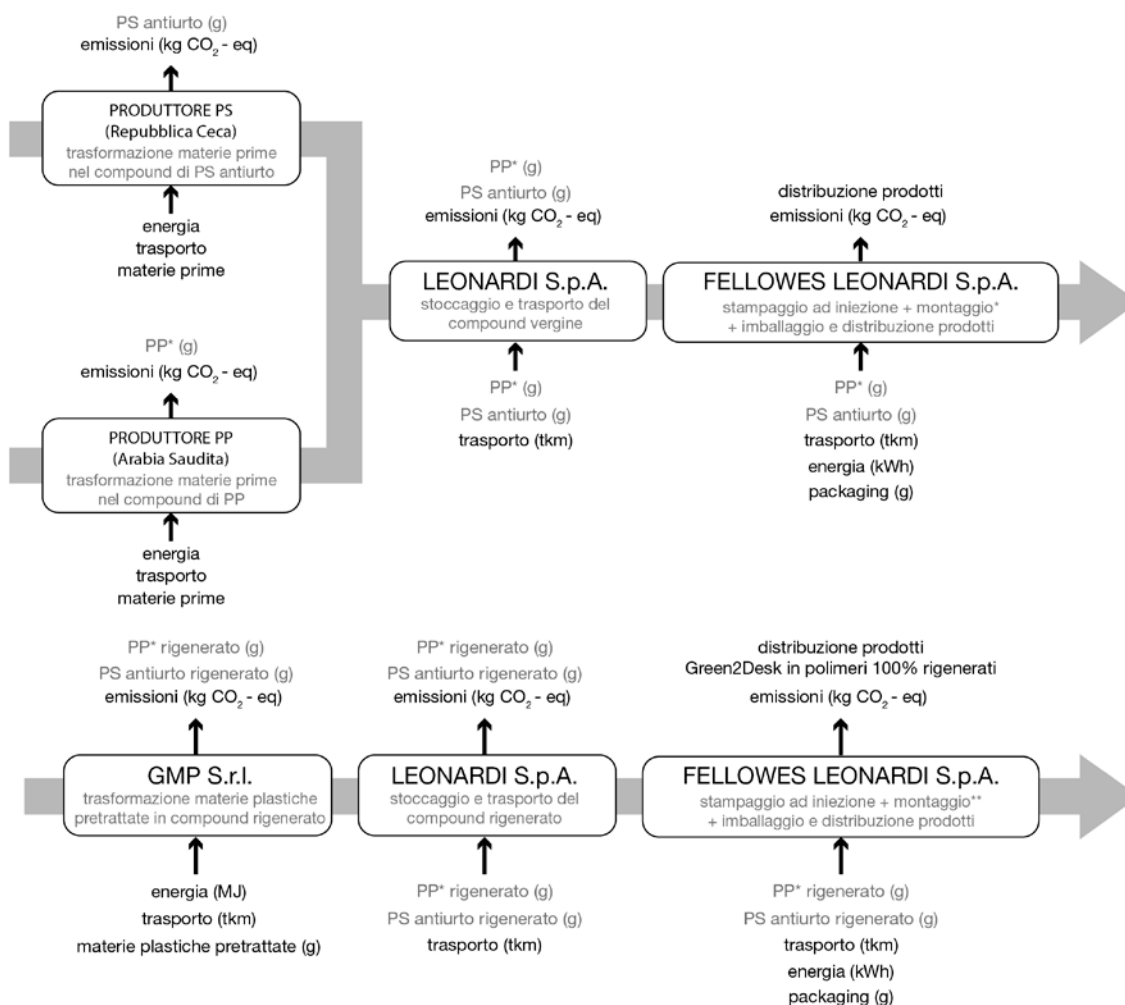


Figura 5: Layout produttivi delle linee "vecchia linea" e "Green2Desk in polimero vergine" (in alto) e "Green2Desk in polimero 100% rigenerato" (in basso)

*L'utilizzo del PP riguarda il solo cestino gettacarte.

**Il montaggio coinvolge la sola cassettera

4.3 L'inventario di input

A partire dai layout del ciclo produttivo, è stato possibile ricostruire il bilancio di materia ed energia con riferimento all'unità funzionale individuata e cioè il singolo pezzo (1 cassettera, 1 portacorrispondenza, 1 portapenne, 1 cestino gettacarte o 1 portariviste).

Si riportano di seguito, a titolo esemplificativo, le tabelle dei dati di input del portacorrispondenza delle tre linee in esame (Figura 6).

Name: **PORTARIVISTE VECCHIA LINEA - PS ANTIURTO VERGINE**
Method: IPCC 2007, 100 yr

INPUT			
Production	Amount	Unit	Number
portariviste v.linea	1	p	1
└─ stampaggio	1	p	1
└─ Electricity, Italy	0,180	kWh	1
└─ trasporto prodotto finito	1	p	1
└─ Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO4	0,06	tkm	1
└─ PS, high impact	208	g	1
└─ trasporto PS vergine	1	p	1
└─ Transport, lorry 7.5-16t, EURO4	0,29	tkm	1

Name: **PORTARIVISTE GREEN2DESK - PS ANTIURTO VERGINE**
Method: IPCC 2007, 100 yr

INPUT			
Production	Amount	Unit	Number
portariviste G2D	1	p	1
└─ stampaggio	1	p	1
└─ Electricity, Italy	0,257	kWh	1
└─ trasporto prodotto finito (rv = 1,21)	1	p	1
└─ Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO4	0,046	tkm	1
└─ PS, high impact	181	g	1
└─ trasporto PS vergine	1	p	1
└─ Transport, lorry 7.5-16t, EURO4	0,24	tkm	1

Name: **PORTARIVISTE GREEN2DESK - PS ANTIURTO RIGENERATO**
Method: IPCC 2007, 100 yr

INPUT			
Production	Amount	Unit	Number
portariviste G2D / PS rigenerato	1	p	1
└─ stampaggio	1	p	1
└─ Electricity, Italy	0,257	kWh	1
└─ trasporto prodotto	1	p	1
└─ Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO4	0,046	tkm	1
└─ trasporto PS rigenerato	1	p	1
└─ Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO4	0,04	tkm	1
└─ PS rigenerato	1	p	1
└─ processo granulazione	1	p	1
└─ Electricity, Italy	0,4	MJ	1
└─ raccolta e pretrattamenti	1	p	1
└─ Electricity, Italy	1,76	MJ	1

Figura 6: Bilancio di materia ed energia del ciclo produttivo relativo al portariviste delle linee di prodotto "vecchia linea" (in alto), "Green2Desk in polimero vergine" (al centro) e "Green2Desk in polimero 100% rigenerato" (in basso)

4.4 Confronto e valutazione degli impatti

Di seguito (Figura 7) vengono riportati i diagrammi che mostrano gli impatti ambientali complessivi, espressi in tonnellate di CO₂ equivalenti, calcolati sul ciclo di vita dei prodotti della vecchia linea e della nuova linea Green2Desk sia in polimero vergine che 100% rigenerato.

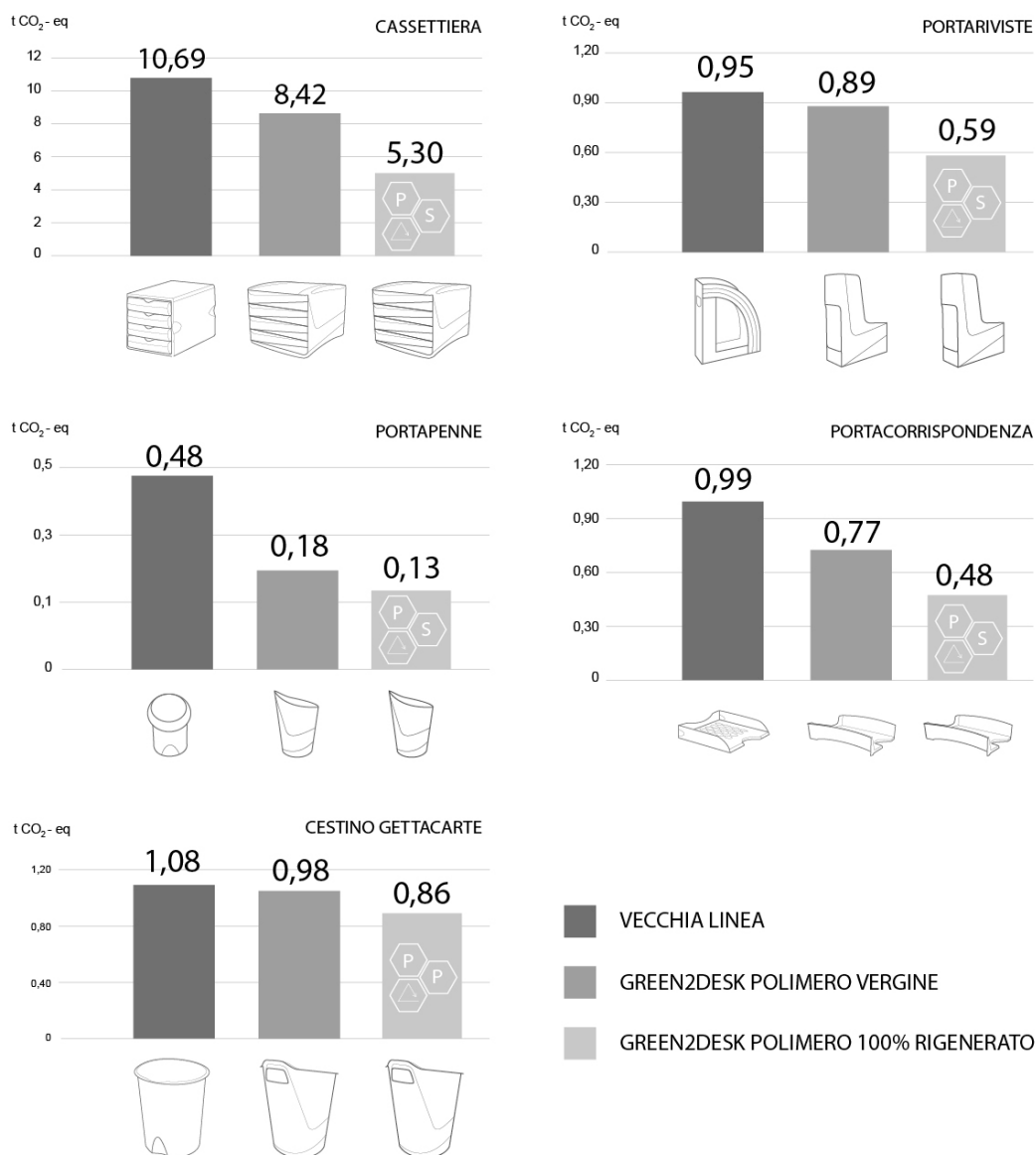


Figura 7: Confronto degli impatti ambientali calcolati su una produzione di 1000 pezzi ed espressi in tonnellate di CO₂ equivalenti delle tre linee di prodotto

5. Conclusioni

Lo studio dimostra la rilevanza dell'applicazione di criteri di Life Cycle Design nello sviluppo di nuovi prodotti in termini di riduzione degli impatti ambientali, in linea con la consapevolezza che circa l'80% di essi sono generati nella fase di progettazione. Infatti, nella progettazione e nello sviluppo a ciclo di vita della nuova linea di prodotti Green2Desk i principali risultati ottenuti in termini di sostenibilità ambientale sono la riduzione delle emissioni di CO₂ di circa il 15% rispetto alla "vecchia linea", dovuta in parte alle minori emissioni in fase di trasporto (circa il 40%) e in parte alla riduzione del quantitativo di materiale impiegato (circa il 15%). La linea "Green2Desk in polimero 100% rigenerato" riduce ulteriormente le emissioni di CO₂ di circa il 30% rispetto alla linea "Green2Desk in polimero vergine" e complessivamente del 50% circa, se confrontata con la "vecchia linea". Inoltre, lo scenario di fine vita dei prodotti Green2Desk, sia in polimero vergine che rigenerato, è il totale riciclaggio dovuto all'utilizzo di polimeri altamente riciclabili (PP e PS) e ad una scelta progettuale consapevole di monomatericità dei prodotti.

I benefici ambientali ottenuti dall'approccio Life Cycle Design allo sviluppo della nuova linea di prodotti si traducono anche in rilevanti vantaggi economici per l'azienda, quali un significativo contenimento dei costi di produzione, stoccaggio e trasporto e un ampliamento del mercato di riferimento da nazionale a europeo. Tale riduzione dei costi ha generato a sua volta benefici sociali, in quanto ha consentito all'azienda di mantenere l'intera produzione in Italia. Infine, l'azienda ha iniziato un processo di sviluppo della propria green reputation a livello internazionale proponendo una prima linea di prodotti green sul mercato, in risposta anche alla crescente domanda di prodotti sostenibili dovuta alle politiche di Green Public Procurement.

6. Bibliografia

European Commission, "International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment", Ed. Dictus Publishing, 2011.

Fiksel J., "Design for Environment: Creating Eco-Efficient Products and Processes", Ed. McGraw-Hill, 1995.

Pietroni L., Mascitti J., Aventaggiato F., Galloppo D., Sanfrancesco A., Ciotti G., "Studio di soluzioni innovative ed eco-sostenibili di accessori per ufficio", Università degli Studi di Camerino, Scuola di Architettura e Design "E. Vittoria", Ascoli Piceno, 2013.

Pietroni L., Scialdoni R., Mascitti J., Galloppo D., Aventaggiato F. "Vantaggi ambientali della nuova linea Fellowes Green2Desk: l'approccio Life Cycle Design e l'impiego di materiale rigenerato", EcodesignLab Srl spin off universitario dell'Università degli Studi di Camerino, Ascoli Piceno, 2013 (<http://ecodesignlab.it/progetto/fellowes/>).

Approccio chimico-fisico alla sistematizzazione del fattore di scala nell'analisi del ciclo di vita

Simone Maranghi, Maria Laura Parisi, Elena Busi, Riccardo Basosi
Gruppo LCA-ENE.R.G.R.E.EN.S, Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia, Università di Siena
riccardo.basosi@unisi.it

Abstract

Questo lavoro preliminare è focalizzato sull'individuazione di possibili elementi chiave per la modellizzazione del processo di up-scale negli studi di eco-design. L'approccio chimico-fisico basato sull'osservazione e la validazione sperimentale dei risultati ottenuti sia da dati primari sia da studi di letteratura, viene proposto con l'obiettivo di fornire un supporto per la valutazione ambientale su varie dimensioni di scala.

1. Introduzione

A partire dalla prima formulazione metodologica della SETAC (SETAC, 1993), l'analisi del ciclo di vita ha conosciuto uno straordinario sviluppo che ne ha affermato l'importanza come uno strumento indispensabile per la valutazione ambientale. Le potenzialità del metodo sono dimostrate a livello internazionale dalla vasta letteratura scientifica, dall'impiego estensivo nell'attività di ricerca e sviluppo nei campi più vari e dall'implementazione in settori industriali e amministrativi a supporto delle strategie di produzione e consumo sostenibili.

Se da un lato le valutazioni più dettagliate, consistenti e riproducibili sono ottenute attraverso LCA di sistemi già consolidati su larga scala, è nell'impiego per l'eco-design di prodotti, processi e servizi che l'LCA trova la sua applicazione potenzialmente più utile perché consente di delineare il profilo ambientale del sistema prima della sua effettiva implementazione (Brezet, Hernel, 1997). La possibilità di ottimizzare un sistema su vasta scala in fase preliminare di progettazione rappresenta un aspetto estremamente rilevante se si considera che la maggior parte degli effetti ambientali associati allo sviluppo del sistema vengono determinanti proprio nella fase di design (Tischner et al., 2000). Allo stesso modo, nel caso di processi innovativi proposti per migliorare sistemi già esistenti, l'uso dell'LCA risulta di grande utilità per comparare o identificare i vantaggi e i punti deboli delle nuove soluzioni tecnologiche rispetto ai sistemi già impiegati.

Dal punto di vista analitico, l'impiego dell'LCA in questo senso comporta generalmente la valutazione dei processi su scala di laboratorio o pilota al fine di generare dati relativi ai carichi ambientali che possono essere poi impiegati per ottimizzare il sistema proiettando la valutazione su una scala più ampia o industriale. In questo contesto, si pongono una serie di problematiche metodologiche e pratiche legate alla descrizione e definizione di parametri del sistema ma soprattutto alla raccolta di dati che siano rappresentativi degli effetti ambientali sulle varie scale (Shibasaki et al., 2007; Frischknecht et al., 2009; Hetherington et al., 2014.).

Nella simulazione di scale-up di un sistema, gli effetti ambientali calcolati sulle varie dimensioni di scala (laboratorio, impianto pilota, industriale) possono subire notevoli cambiamenti in base alla natura delle operazioni e alle relazioni di dipendenza di certi parametri di processo che non seguono modelli lineari. Tra i fattori principali che influiscono su analisi di scale-up, hanno un ruolo determinante la resa e l'efficienza del processo che possono subire variazioni importanti tra una dimensione e l'altra; allo stesso modo l'impiego di materiali, metodi, strumentazioni e tecniche differenti alle varie scale influisce in modo sostanziale sui carichi ambientali relativi; nelle analisi tese a valutare gli effetti su scenari nel medio-lungo termine, perfino il tipo e il metodo di approvvigionamento di mate-

riali ed energia assumono un peso rilevante nella costruzione dell'inventario del ciclo di vita.

Il rischio oggettivo quando si effettuano studi di eco-progettazione è quello di delineare un profilo ambientale che non corrisponde effettivamente al sistema che si vuole analizzare, non solo per la disponibilità di informazioni su una dimensione o l'incertezza intrinseca dei dati raccolti, ma soprattutto per la difficoltà di prevedere il comportamento e l'evoluzione di alcuni processi nell'up-scale.

In questo lavoro si presentano i risultati di uno studio preliminare sulla sistematizzazione del fattore di scala nell'analisi LCA che ha come obiettivo l'individuazione di elementi chiave per la modellizzazione di up-scale di processo e la comprensione dei comportamenti dei parametri che influiscono sulla valutazione ambientale del sistema alle varie dimensioni di scala. La strategia si focalizza sull'osservazione dei sistemi al fine di estrapolare delle relazioni il più possibile primitive da verificare attraverso l'applicazione sperimentale a casi reali. In tal modo ci si propone di quantificare gli effetti dell'up-scale con un approccio chimico-fisico.

2. Casi Studio

La scelta dei casi studio è dettata dalla necessità di poter avere accesso a dati primari o, in alternativa, a dati di letteratura molto affidabili in modo che le valutazioni possano essere attendibili e possano rappresentare le differenti scale produttive descritte e le correlazioni tra esse. I processi che sono stati scelti per l'analisi sono: la sintesi organica dell'anilina, la produzione di nuovi tessuti autopulenti funzionalizzati con biossido di titanio utilizzando come tecnica il foulardaggio-plasma o funzionalizzati con argento utilizzando la tecnica plasma-sputtering.

Andando nel dettaglio dei singoli casi studio, la procedura sintetica dell'anilina è stata valutata e caratterizzata con dati pubblicati in letteratura relativi alla scala di laboratorio (Vogel, 1989) e a quella industriale (Ecoinvent 3). Il processo di produzione di T-shirt autopulenti funzionalizzati con argento è stato valutato con dati secondari di letteratura relativi alle produzioni su scala di laboratorio, pilota e industriale (Walser, 2011). La produzione di abbigliamento da lavoro con caratteristiche autopulenti ed antibatteriche funzionalizzato con biossido di titanio è stata valutata grazie a dati primari reali relativi ai processi su scala di laboratorio e pilota (Bando Industria 2015 - Progetto Easywash, 2008).

Il processo di sintesi dell'anilina presenta molte differenze a seconda della scala scelta (Figura 1).

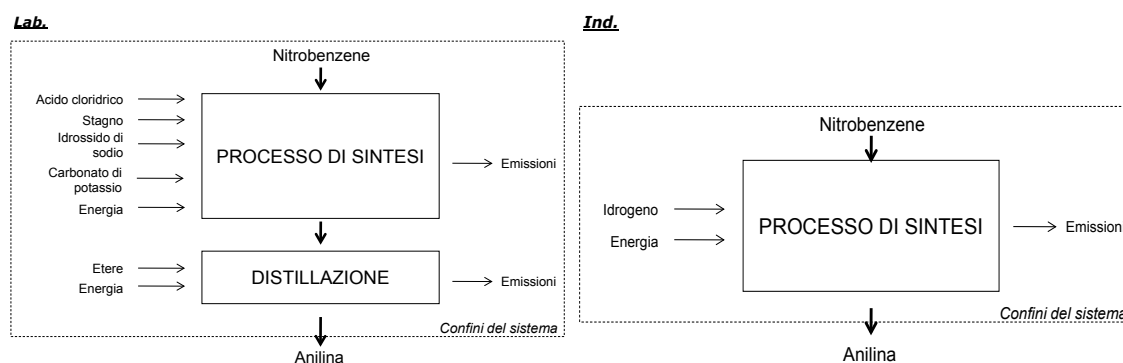


Figura 1: Diagrammi di flusso del processo di sintesi organica dell'anilina

Il reagente di partenza è per entrambi il nitrobenzene ma il modo in cui avviene la riduzione ad anilina risente notevolmente della differenza tra procedura di laboratorio e procedura industriale. L'unità funzionale dei due processi è 1 kg di prodotto finale. Nella sintesi di laboratorio la richiesta di materiali (reagenti, eluenti e catalizzatori) è molto elevata anche a causa dello step di purificazione per distillazione che è assente nella procedura industriale. In quest'ultima il processo di riduzione avviene utilizzando idrogeno in un unico step. La resa di reazione è molto elevata per entrambi i casi (>95%).

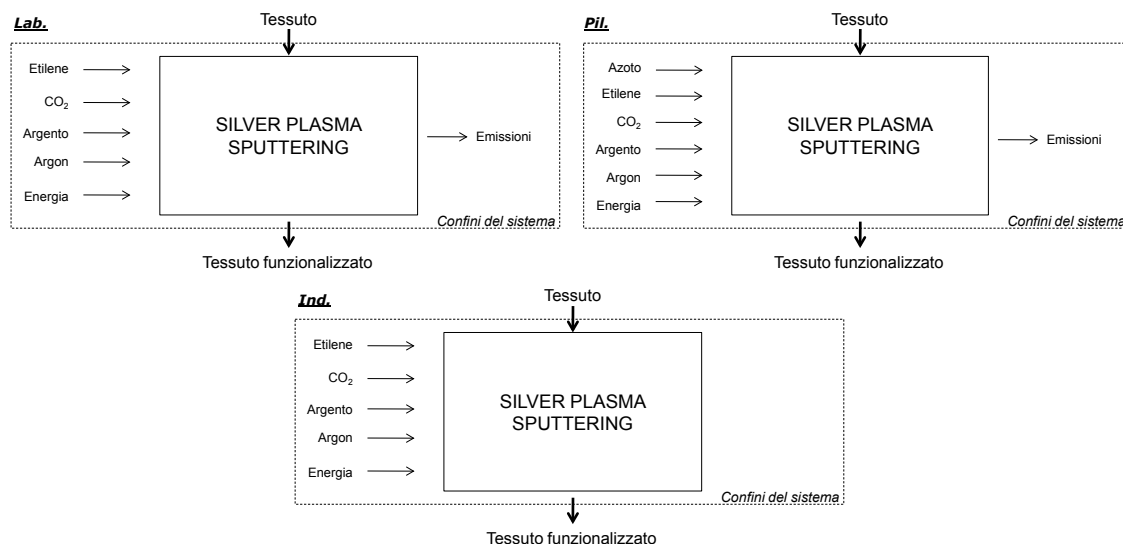


Figura 2: Diagrammi di flusso dei processi di funzionalizzazione del tessuto attraverso la tecnica plasma-sputtering

Nel caso studio relativo alla produzione di una T-shirt autopulente funzionalizzata con argento (plasma-sputtering, Figura 2) l'impostazione del processo rimane la stessa a fronte di una diminuzione progressiva degli input e degli output nel passaggio dalla scala di laboratorio a quella pilota e, successivamente, alla produzione industriale. In quest'ultima non sono presenti emissioni in quanto vengono abbattute durante il ciclo produttivo. Un'eccezione è rappresentata dall'argento usato per la funzionalizzazione che varia di poco in tutte le tre scale e la presenza di azoto come gas inerte nella scala pilota utilizzato per proteggere il macchinario. L'unità funzionale considerata è l'area del tessuto funzionalizzato.

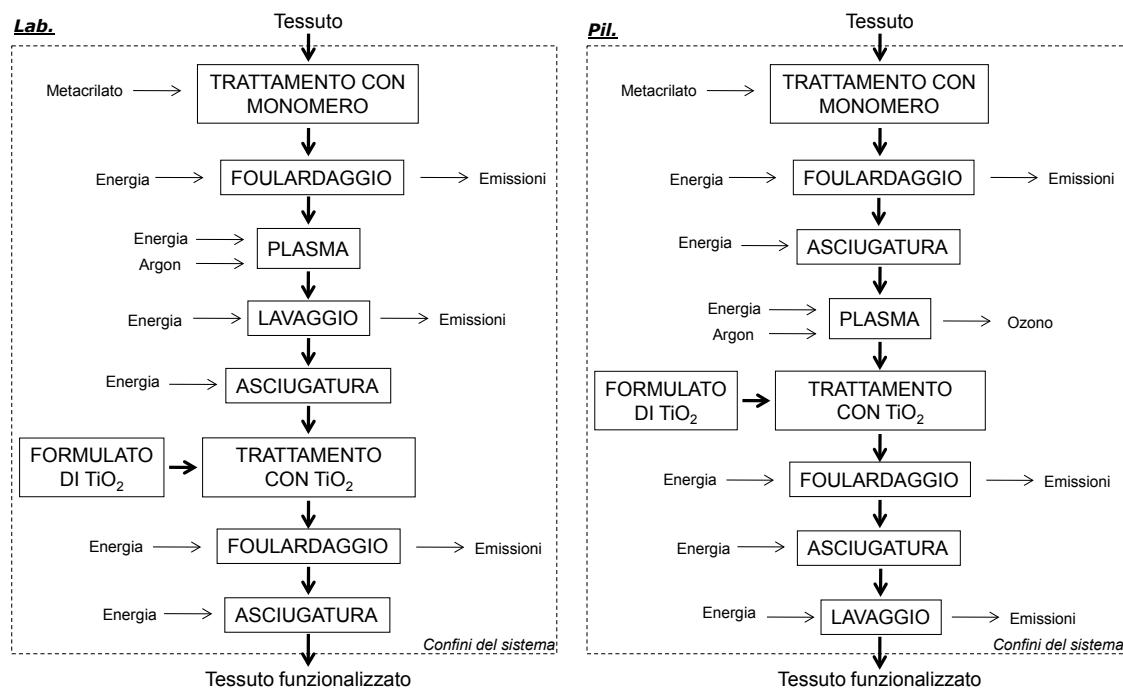


Figura 3: Diagrammi di flusso del processo di funzionalizzazione del tessuto tramite la tecnica foulardaggio-plasma

Il processo di produzione di tessuti innovativi autopulenti tramite la tecnica foulardaggio-plasma (Figura 3) mantiene la sua struttura generale sia nella scala di laboratorio che in quella pilota. Le differenze che si hanno in quest'ultima sono la tecnica di foulardaggio a pressione atmosferica in continuo, la quantità di tessuto prodotto nell'unità di tempo e la taglia del macchinario utilizzato. In particolare nel processo pilota si hanno delle emissioni di ozono che sono eliminate da un abbattitore. Queste emissioni non esistono nella scala di laboratorio poiché il processo di funzionalizzazione al plasma viene condotto sotto vuoto.

3. Risultati e discussione

Per razionalizzare la strategia si è deciso di procedere per livelli successivi di analisi: partendo dal parametro più facilmente modellizzabile (up-scale dei consumi elettrici diretti) andando verso situazioni più complesse (up-scale degli input materici). Gli indicatori usati per l'analisi sono il Cumulative Energy Demand (CED), il Global Warming Potential nell'intervallo di 100 anni (GWP) e il punteggio singolo del metodo ReCiPe Endpoint. I calcoli sono stati eseguiti con il software SimaPro 8.

3.1. Up-scale dei consumi energetici diretti

La funzione matematica che descrive l'up-scale deve tener conto del fatto che nell'aumento di scala la produzione di una quantità progressivamente maggiore di prodotto ammortizza i consumi energetici diretti. In Figura 4 sono riportati i consumi energetici espressi come CED per ogni caso studio.

Dai risultati si rileva una variazione pari a un fattore E-01 nel passaggio tra scala di laboratorio e scala pilota e un fattore E-02 tra scala pilota e scala industriale. Questa relazione vale per tutti i casi studio analizzati, indipendentemente dalla natura, dalla funzione e dal tipo di operazioni che costituiscono i processi nelle varie scale considerate.

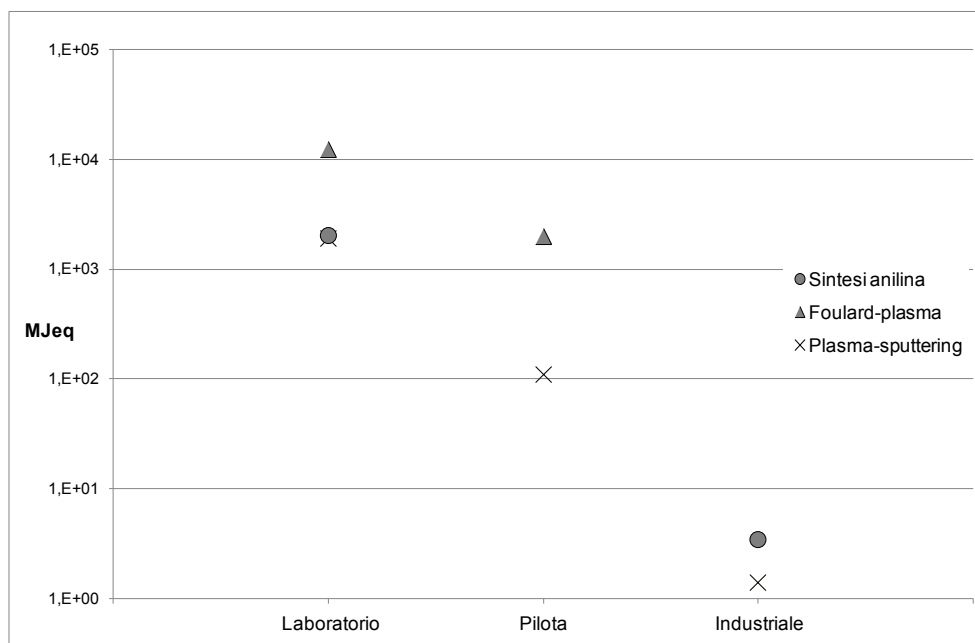


Figura 4: Confronto del CED fra i casi studio in scala logaritmica

3.2. Up-scale degli input materici

Per stimare l'andamento degli input e degli output materici durante l'up-scale sono stati presi come riferimento alcuni elementi chiave per ogni caso studio.

Nella Figura 5 sono mostrati i risultati ottenuti per gli indicatori CED, GWP e ReCiPe calcolati per l'elemento chiave selezionato per ogni caso studio ed espressi attraverso il parametro I che corrisponde al peso percentuale sul valore totale di quell'indicatore (IND):

$$I = \frac{IND_{elemento}}{IND_{totale}} (\%)$$

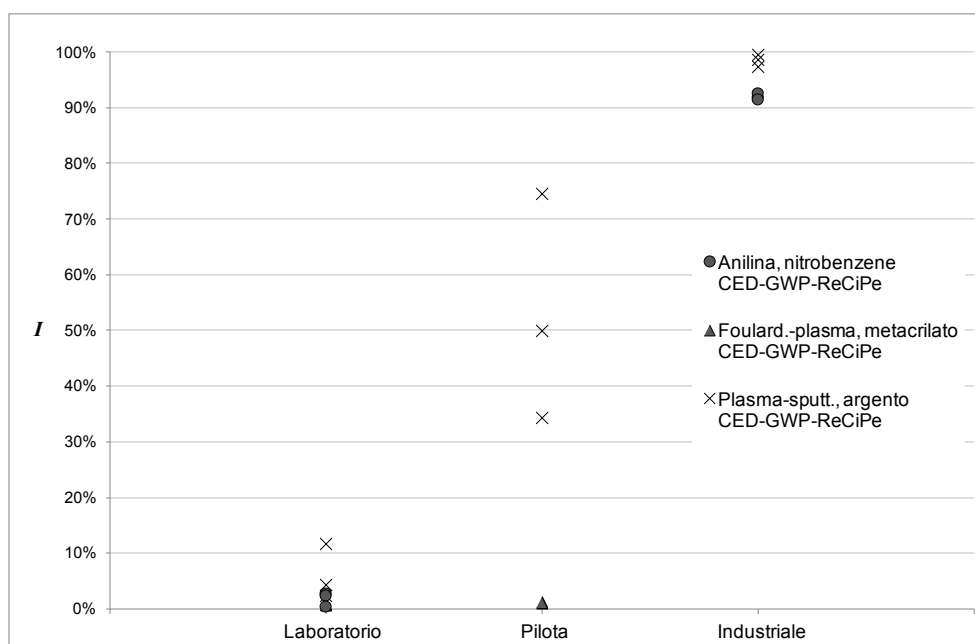


Figura 5: Confronto del parametro I per gli indicatori selezionati (CED, GWP e ReCiPe) fra i casi studio nelle tre scale

La razionalizzazione degli effetti dati dagli input ed output materici durante l'up-scale è complicata a causa delle notevoli differenze che si possono riscontrare confrontando sistemi produttivi che operano su scale diverse. Queste differenze riguardano principalmente le materie prime utilizzate, la scelta delle tecnologie e le operazioni che costituiscono il processo produttivo.

Il caso della sintesi organica dell'anilina è quello che presenta le variazioni maggiori per tutti e tre gli aspetti (vedi Sezione 2). Nel caso studio plasma-sputtering si hanno delle variazioni relative a due dei tre aspetti considerati: le materie prime utilizzate e le operazioni che costituiscono il processo (abbattimento delle emissioni). Per questi due processi, osservando il grafico riportato in Figura 5, si vede come l'impatto relativo I dei due elementi chiave (il nitrobenzene per la sintesi dell'anilina e l'argento per il plasma-sputtering) su tutti gli indicatori, aumenti notevolmente nel passaggio dalla scala di laboratorio a quella industriale. In particolare, l'elemento chiave è caratterizzato da un peso percentuale sugli indicatori relativamente basso nei processi di laboratorio (0,2% - 11,7%), fino ad arrivare a valori estremamente elevati nei processi su scala industriale (91,4% - 99,5%).

Confrontando, quindi, da un punto di vista sperimentale tutti gli input ed output materici relativi a questi due casi, si nota che l'elemento chiave selezionato è l'unico che ha un andamento riproducibile nel processo di up-scale. È, dunque, possibile delineare alcune caratteristiche specifiche che descrivono l'elemento chiave:

- la quantità relativa per unità funzionale rimane costante nel passaggio da una scala all'altra;
- l'impatto ambientale per tutti i metodi di calcolo utilizzati è elevato;
- è improbabile e quindi ad alto contenuto di informazione.

Il concetto di improbabilità deriva dal Secondo Principio della Termodinamica, secondo il quale un evento improbabile è ad elevato contenuto di informazione. Nel caso studio relativo alla sintesi organica, il nitrobenzene che viene utilizzato nella reazione come precursore specifico dell'anilina (alto contenuto di informazione) è un input poco comune (improbabile), mentre gli altri input materici (acido cloridrico, etere, idrogeno ecc. ...) sono largamente utilizzati anche in altre sintesi organiche (alta probabilità, basso contenuto di informazione). Le stesse considerazioni si possono applicare all'argento impiegato nel caso studio plasma-sputtering.

Nel caso specifico di sistemi che nel passaggio da una scala all'altra non presentano variazioni considerevoli come nel foulardaggio-plasma (vedi Sezione 2), i contributi degli input ed output materici ai profili ambientali calcolati su scale diverse sono molto simili. L'eccezione in questo caso è rappresentata dalla quantità di argon utilizzata, che è maggiore su scala pilota a causa delle differenti condizioni di lavoro del macchinario (pressione atmosferica e in continuo). Prendendo come elemento chiave il metacrilato utilizzato come agente funzionalizzante del tessuto, si vede che il suo contributo rimane costante nel processo di up-scale. Lo stesso comportamento si osserva se si seleziona come elemento chiave un qualunque altro input materico del processo (escluso l'argon). Questo risultato si ottiene perché nel passaggio tra una scala e l'altra le quantità in input e in output che costituiscono gli inventari del ciclo di vita sono pressoché identiche.

Una difficoltà nell'identificazione dell'elemento chiave potrebbe verificarsi nel caso in cui esso risulti nascosto o mimetizzato nell'eco-profilo del processo industriale in quanto sottoposto a operazioni di abbattimento o di riciclo: in questo caso, operando secondo il modello descritto sopra si correrebbe il rischio di sovrastimare gli impatti ambientali a suo carico.

4. Conclusioni e sviluppi futuri

Dai risultati ottenuti in questo studio preliminare si evince che la sistematizzazione dell'up-scale è realizzabile con buona approssimazione solo nel caso dei consumi energetici diretti. È possibile comunque, anche per i contributi materici, individuare degli elementi che possono permettere delle proiezioni attendibili. Come mostrato in questo contributo scientifico, l'identificazione di un elemento chiave consente di delineare, infatti, una possibile modellizzazione di up-scale di processo. In particolare, l'approccio chimico-fisico applicato ai casi studio qui presentati fa emergere una caratteristica importante per l'identificazione dell'elemento chiave, cioè l'improbabilità.

La differenza e l'innovazione dell'approccio da noi utilizzato rispetto all'approccio più puramente statistico (Caduff, 2011) stanno nella verifica sperimentale: lo sviluppo di questo lavoro sarà concentrato sull'applicazione dell'analisi aumentando il numero di casi studio in modo da validare e rendere più affidabile il metodo.

Alcune criticità che emergono nello sviluppo dei criteri per la sistematizzazione di processi di up-scale sono legate alle caratteristiche intrinseche delle varie dimensioni di scala considerate. Se da una parte la definizione di una scala di laboratorio o industriale risulta più intuitiva e meno arbitraria rispetto alla scala pilota, la definizione di quest'ultima risulta profondamente caso-specifica e può essere notevolmente influenzata dalla soggettività nella scelta delle condizioni operative, della taglia e delle dimensioni del sistema in fase di progettazione.

Fermo restando il fatto che nella simulazione di scale-up di un processo non si può prescindere dalle competenze chimico-ingegneristiche del sistema, la correlazione tra l'elemento chiave e il profilo ambientale del processo proposta in questo lavoro verrà sviluppata ed integrata aumentando il numero di casi studio con l'obiettivo di ottenere un modello riproducibile che possa essere di supporto come metodo utile per valutazioni preliminari nell'ambito dell'eco-design.

5. Bibliografia

Bando Industria 2015 - Progetto Easywash, 'Tessili innovativi autopulenti Made in Italy, manutenibili attraverso cicli di lavaggio industriale semplificati per applicazioni di workwear'. Programma di innovazione Industriale "Made in Italy" (D.M. 5 marzo 2008) denominato "Easywash".

Brezet, H & Hernel, C 1997, 'Ecodesign - A promising approach to sustainable production and consumption', Rathenau Institute, TU Delft and UNEP, Paris.

Caduff, M, Huijbregts, MJ, Joergalhaus, H & Hendriks, AJ 2011, 'Power-Law Relationships for Estimating Mass, Fuel Consumption and Costs of Energy Conversion Equipments', *Environmental Science & Technology*, vol. 45, pp. 751-4

Frischknecht, R, Büsser, S & Krewitt, W 2009, 'Environmental assessment of future technologies: how to trim LCA to fit this goal?', *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14, no. 6, pp. 584-88.

Hetherington, AC, Borrion, AL, Griffiths, OG & McManus, MC 2014, 'Use of LCA as a development tool within early research: challenges and issues across different sectors', *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19, no. 1, pp. 130-43.

SETAC 1993, 'Guidelines for Life-Cycle Assessment: A code of practice', based on a Workshop at Sesimbra, Portugal, Brussels and Pensacola, Florida (USA), March 31- April 3.

Shibasaki, M, Albrecht, S & Kupfer, T 2007, 'Small scale and large scale plants - Effect on Life Cycle Assessment', paper presented to European Symposium on Computer Aided Process Engineering - ESCAPE17, Bucharest, 27-30 May.

Tschner, U, Schmincke, E, Rubik, F & Prösler, M 2002, 'How to do EcoDesign? A guide for environmentally and economically sound design', German Federal Environmental Agency, 1st edn, Birkhäuser, Berlin.

Vogel, AI 1989, 'Practical Organic Chemistry', 5th ed.

Walser, T, Demou, E, Lang, DJ & Hellweg, S 2011, 'Prospective environmental Life Cycle Assessment of nanosilver T-shirts', *Environmental Science & Technology*, vol. 45, pp. 4570-8.

L'approccio di ciclo di vita e l'eco-innovazione come strategia di sviluppo territoriale

Gioia Garavini¹, Alessandra Zamagni¹

¹Ecoinnovazione Srl – spin off ENEA

g.garavini@ecoinnovazione.it

Abstract

L'area della Federazione dei Comuni del Camposampierese è caratterizzata da una forte vocazione manifatturiera: secondo le ultime elaborazioni ufficiali sono presenti 11.957 insediamenti produttivi di cui il 36% afferenti al settore dell'industria manifatturiera e delle costruzioni e il 31% costituite da imprese artigiane. Per riuscire a valorizzare le produzioni che caratterizzano quest'area produttiva, è stato avviato il progetto "la fabbrica sostenibile del bello e ben fatto" volto ad introdurre percorsi di eco-innovazione a livello d'impresa o reti d'impresa. Il progetto, oltre alla collaborazione della Federazione dei Comuni del Camposampierese, ha visto la partecipazione delle principali associazioni di categoria ed un nucleo di 11 imprese in cui sono state condotte analisi di LCA di screening a livello di prodotto, processo produttivo e interventi di ecodesign. Le indicazioni raccolte a livello di impresa sono state a loro volta rielaborate e generalizzate per definire le linee guida territoriali per favorire lo sviluppo e la diffusione di percorsi di eco-innovazione.

1. Introduzione

L'eco-innovazione, promuovendo lo sviluppo di processi e prodotti innovativi a ridotto impatto ambientale, è un potente strumento per la competitività delle aziende. L'approccio di ciclo di vita gioca in essa un ruolo fondamentale consentendo di individuare gli aspetti ambientali più significativi su cui focalizzare lo sviluppo di soluzioni innovative (Buttol et al 2011).

Un esempio di intervento pubblico-privato volto a supportare il sistema produttivo locale ad introdurre percorsi di eco-innovazione è dato dal progetto "La fabbrica sostenibile del bello e ben fatto" (FBBF). Promosso dalla Federazione dei Comuni del Camposampierese e finanziato dalla Camera di Commercio di Padova, il progetto mira ad avviare un percorso per valorizzare in chiave ambientale le produzioni territoriali e rendere le aziende più competitive sul mercato internazionale.

Il territorio della Federazione dei Comuni del Camposampierese è localizzato nell'area Nord-est di Padova e comprende complessivamente una superficie pari a 225,87 km². L'area è caratterizzata da una forte vocazione manifatturiera: dalle ultime elaborazioni ufficiali pubblicate dalla Camera di Commercio di Padova su dati Infocamere (CCIAA Padova, 2013), nel territorio sono presenti 11.957 insediamenti produttivi di cui il 36% afferenti al settore dell'industria manifatturiera e delle costruzioni e il 31% costituiti da imprese artigiane. Il tessuto produttivo del Camposampierese contribuisce per un valore pari al 10% al reddito complessivo provinciale, rappresentando così una delle più importanti realtà economiche provinciali.

Le imprese manifatturiere presenti nel territorio, nonostante operino in diversi settori e con posizionamenti differenziati all'interno della filiera produttiva, si distinguono prevalentemente per la piccola e media dimensione aziendale e la gestione a carattere familiare. Tali caratteristiche hanno permesso finora di tramandare un "saper fare" ed una dinamicità imprenditoriale che ha consentito di mantenere elevati standard qualitativi e prestazionali.

La crisi economica che ha colpito le economie avanzate negli ultimi anni ha avuto i suoi effetti anche sul modello economico che caratterizzava il Nord-Est, rendendo le peculiarità che fino ad allora avevano reso vincente questo modello imprenditoriale (struttura organizzativa snella, flessibilità della produzione, risposta in tempi rapidi alle richieste della clientela) non più sufficienti per competere sul mercato internazionale (De Marchi, Grandinetti, 2012). Ciò ha spinto la Federazione dei Comuni e la Camera di Commercio a promuovere il progetto FBBF.

2. Metodi e strumenti

Il progetto ha adottato un percorso a tre fasi:

- Sensibilizzazione, mediante un seminario informativo-divulgativo rivolto alle imprese e alla PA in tema di eco-innovazione;
- Selezione di un nucleo di undici imprese e interventi presso di loro con audit aziendali, adottando una metodologia diversificata secondo le loro caratteristiche. Obiettivo degli audit era l'individuazione delle modalità più indicate per avviare percorsi di eco-innovazione;
- Sulla base delle caratteristiche del tessuto produttivo e dell'esperienza diretta acquisita con il campione di imprese, definizione di un set di raccomandazioni presentato ai principali *stakeholder* del territorio (Camera di Commercio di Padova, associazioni di categoria e rappresentanze sindacali) per definire nella programmazione territoriale futura misure e azioni volte a favorire la diffusione di percorsi di eco-innovazione sul territorio a livello di impresa o reti di impresa.

Per favorire la partecipazione di imprese con caratteristiche eterogenee dal punto di vista produttivo ed organizzativo ma, nello stesso tempo, motivate ad avviare percorsi di eco-innovazione, sono stati organizzati incontri con le rappresentanze locali delle principali associazioni di categoria al fine di illustrare le finalità del progetto e la tipologia di analisi che si voleva condurre con le imprese. Parallelamente, sono state predisposte delle schede di raccolta dati contenenti alcune indicazioni preliminari per acquisire maggiori informazioni sulle aziende che avevano manifestato interesse all'iniziativa. La fase di sensibilizzazione e prima selezione delle imprese è stata svolta dalle associazioni di categoria presso i loro associati in quanto rappresentano i soggetti con una conoscenza più approfondita e capillare del tessuto produttivo locale e, quindi, del diverso grado di maturità dimostrato dalle diverse aziende in campo ambientale. Il ruolo delle associazioni di categoria si è rivelato molto importante per motivare le aziende.

Dopo questa prima fase di sensibilizzazione e selezione, sono stati organizzati tavoli di confronto con le aziende, a valle dei quali è stato selezionato un nucleo di 11 imprese sufficientemente diversificate sia per tipologia, dimensione, livello di strutturazione e posizionamento all'interno della filiera di produzione. Il campione individuato è composto da imprese agricole (9%), imprese artigiane (18%) e da PMI (73 %) (Tabella 1).

	Composizione del campione
Settore di appartenenza	Metalmeccanico (18%), chimico (9%), agro-alimentare (9%), servizi ricettivi (9%), Ho.Re.Ca. (18%), realizzazione serramenti (18%), soluzioni tecniche per l'agricoltura (9%), realizzazione, produzione di materiali ad uso didattico (9%)
Dimensione aziendale	Micro-impresa (8%), impresa fino a 20 dipendenti (25%), piccola impresa oltre i 20 dipendenti (50%), media impresa (17%)
Ruolo nella filiera di riferimento	Realizzazione di semilavorati (18%), realizzazione prodotti finiti commercializzati a marchio del distributore (36%), realizzazione prodotti finiti commercializzati a marchio proprio (45%)
Progettazione prodotto	Progettazione interna del prodotto (54%), progettazione esterna del prodotto (27%), non applicabile (19%)
Mercato di riferimento	locale/nazionale (18%), europeo/internazionale (82%)

Tabella 1: Le caratteristiche delle imprese coinvolte nella sperimentazione

La fase di audit è stata strutturata come segue:

- una prima fase di raccolta di informazioni di carattere generale sull'organizzazione aziendale, sulla produzione e sul proprio mercato di riferimento per definire lo strumento più opportuno di analisi;
- la predisposizione e l'invio di una scheda di raccolta dati per l'acquisizione di dati primari relativi alle attività produttive svolte presso lo stabilimento aziendale;
- una visita presso lo stabilimento produttivo per acquisire maggiori informazioni su alcuni particolari aspetti evidenziati nella prima fase di raccolta dati.

Tenendo conto delle differenti caratteristiche delle aziende, sono stati adottati diversi metodi per condurre gli audit aziendali:

- *Analisi di screening a livello di organizzazione (4 imprese)*, nel caso di aziende collocate nella filiera di produzione come subfornitrici di processi o semilavorati non facilmente riconducibili ad un prodotto caratteristico. Questo screening si è basato nella maggior parte dei casi in un'analisi preliminare di Carbon Footprint di organizzazione (ISO 14064-1, 2012).
- *LCA di screening del prodotto di punta (3 imprese)*, scelto congiuntamente con i referenti dell'azienda, finalizzata ad individuare i punti di forza e di debolezza ambientali, anche per valutare la possibilità di una certificazione ambientale di prodotto (ISO 14040, 2006a; ISO 14044, 2006b).
- *Analisi di supporto all'eco-progettazione (4 imprese)* con il software TESPI (Misceo et al 2004) di ENEA, per le aziende produttrici di prodotti complessi o per i quali era stata manifestata l'intenzione di una riprogettazione in chiave ambientale (ISO /TR 14062, 2002; ISO 14006, 2011).

Per quanto riguarda le analisi preliminari di Carbon Footprint di organizzazione, sono state analizzate le emissioni dirette (Scope 1) e le emissioni indirette da consumo energetico (Scope 2), utilizzando i dati primari di consumo forniti dall'azienda.

Per le analisi di LCA, i confini dei sistemi analizzati sono stati da cancello a cancello, anche se per alcune aziende si è analizzata anche la fase di trasporto delle materie prime allo stabilimento produttivo in quanto considerata rilevante. Sono stati utilizzati dati primari per i processi svolti all'interno dello stabilimento produttivo, mentre per i dati secondari a supporto si è fatto ricorso alla banca dati Ecoinvent. L'elaborazione e la modellazione dei dati è stata svolta con il supporto del software Simapro 7.3.

Infine, per i prodotti per cui è stata condotta un'analisi a supporto dell'eco-progettazione, è stata svolta una prima valutazione delle caratteristiche ambientali del ciclo di vita del prodotto, anche in relazione ad un prodotto concorrente, al fine di identificare i vantaggi e gli svantaggi competitivi e i componenti su cui focalizzare maggiormente l'attenzione. Le informazioni opportune rielaborate, grazie al supporto del software TESPI, hanno permesso di individuare anche le strategie di eco-progettazione per migliorare le prestazioni ambientali del prodotto.

La fase di analisi si è conclusa con la predisposizione di un report per ogni azienda in cui, oltre ai principali risultati, sono stati identificati anche percorsi di eco-innovazione, discussi ed analizzati con le singole aziende nell'ambito di specifici incontri.

3. Risultati

Le informazioni qualitative e quantitative raccolte nel corso della sperimentazione con le imprese sono state rielaborate in indicatori di sintesi per valutare due aspetti principali: l'attuale grado di propensione ad introdurre percorsi di eco-innovazione e il grado di sensibilità aziendale rispetto alle tematiche ambientali. Gli indicatori sono stati suddivisi in tre categorie principali (organizzazione aziendale, politica ambientale ed iniziative avviate in campo ambientale) e ad ogni indicatore è stata assegnata una scala di valori per valutare il grado di soddisfacimento delle diverse aziende allo specifico indicatore (Tabella 2).

Categoria	Indicatori
ORGANIZZAZIONE AZIENDALE	Dimensione aziendale (numero di addetti) Spinta all'internazionalizzazione (rapporti commerciali con il mercato estero) Creazione di reti d'impresa o filiere a scala locale (ottimizzazione aspetti logistici) Riconoscibilità sul mercato Progettazione dei prodotti aziendali (presenza ufficio tecnico aziendale) Strategie di comunicazione aziendale (strumenti di marketing adottati)
POLITICA AMBIENTALE	Sviluppo della politica ambientale Interesse alle tematiche ambientali Richiesta di maggiori informazioni legate all'impatto ambientale dei loro prodotti Certificazioni ambientali Strategie di comunicazione aziendale in campo ambientale (strumenti di marketing in campo ambientale)
INIZIATIVE IN CAMPO AMBIENTALE	Avvio di interventi per l'ottimizzazione dei consumi energetici e di risorse del proprio processo produttivo Tipologia di interventi realizzati Presenza di una figura specializzata in campo ambientale - energetico

Tabella 2: Il set d'indicatori individuato

I risultati dei diversi indicatori hanno costituito gli elementi a supporto per l'elaborazione di una matrice SWOT volta ad identificare i principali punti di forza e debolezza del settore manifatturiero dal punto di vista ambientale ed identificare le opportunità - definite in funzione delle diverse caratteristiche del sistema produttivo - per valorizzare le produzioni dal punto di vista ambientale. I principali elementi della matrice SWOT sono riepilogati in Tabella 3.

PUNTI DI FORZA	PUNTI DI DEBOLEZZA
1. ORGANIZZAZIONE AZIENDALE	
Aziende dinamiche e strutturate (75% del campione è un'impresa di piccole o medie dimensioni). La maggior parte delle aziende ha sviluppato relazioni a livello locale per ottimizzare alcuni aspetti critici delle proprie filiere produttive (60% del campione). La maggioranza delle aziende realizza prodotti a marchio proprio (66% del campione) e si occupa direttamente della progettazione dei loro prodotti (50% del campione). Un fattore di competitività delle aziende sul mercato estero (ristorazione e l'arredamento) è legato al Made in Italy.	Molte aziende realizzano componenti o semi/lavorati per altre aziende (44% del campione). Il mercato di riferimento è principalmente costituito da una rete di contatti a livello locale, in particolare per le aziende di piccole dimensioni (50% del campione).
2. POLITICA AMBIENTALE	
Le aziende presentano un buon grado di propensione e maturità ad avviare interventi di innovazione ambientale (54% del campione), monitorato attraverso l'interesse ad acquisire maggiori informazioni sull'impatto dei loro prodotti). Le aziende più strutturate hanno avviato percorsi di pre-analisi o hanno già adottato sistemi di certificazione ambientale (40% del campione).	Scarsa conoscenza della tematica e dei possibili percorsi per promuovere la propria azienda da un punto di vista ambientale (50% del campione). Tale debolezza nella maggior parte dei casi non è colmata dal supporto consulenziale di figure tecniche specializzate (80% del campione).
3. INIZIATIVE IN CAMPO AMBIENTALE	
La maggior parte del campione ha avviato interventi per l'ottimizzazione dei processi aziendali (70%), in particolare orientati a diminuire la propria richiesta energetica esterna (45%) ed ottimizzare la produzione dei rifiuti del processo produttivo (45%)	Non sono considerati criteri ambientali nella scelta delle materie prime per la realizzazione del prodotto e dei relativi imballaggi (55%). Non sono implementate misure per la selezione ambientale dei propri fornitori. Scarsa diffusione di sistemi di certificazione ambientale (20%). Mancanza di una comunicazione specifica dal punto di vista ambientale.
OPPORTUNITÀ	MINACCE
Interventi di formazione e sensibilizzazione in tema di eco-innovazione Interventi di analisi a livello di prodotto o di processo produttivo Misure ed interventi di riduzioni degli impatti ambientali o di ri-progettazione del prodotto/servizio offerto Strumenti di comunicazione per le aziende e attività di promozione nel territorio	Scarsa riconoscibilità sul mercato dei percorsi di eco-innovazione avviati a livello di impresa Costi degli interventi di eco-innovazione, in particolare per alcune realtà produttive di piccole dimensioni e a gestione prettamente familiare Mancanza di adesione e coinvolgimento delle aziende per la loro difficoltà nel riconoscere la sostenibilità ambientale come driver per aumentare la competitività sul mercato Ritrosia delle imprese a fornire informazioni inerenti l'organizzazione aziendale a consulenti esterni.

Tabella 3: La matrice SWOT per lo sviluppo delle linee guida territoriali

A livello generale, dall'analisi SWOT è emerso un buon livello di interesse delle imprese al tema della sostenibilità ambientale, tuttavia si è riscontrata una scarsa conoscenza dell'eco-innovazione, in particolare come strumento per l'individuazione e il contenimento degli impatti ambientali.

Infatti, anche nelle aziende con maggior sensibilità, gli sforzi finora effettuati sono stati finalizzati all'ottenimento di certificazioni ambientali o all'ottimizzazione di singoli aspetti del processo produttivo senza però aver adottato un approccio basato sul ciclo di vita per l'identificazione delle possibili aree strategiche d'intervento.

Le diverse categorie d'intervento riportate come opportunità nella matrice SWOT (Tabella 3) rappresentano le misure individuate per favorire la diffusione capillare di percorsi di eco-innovazione sul territorio, in linea con gli orientamenti a livello europeo e nazionale. Le proposte sono modulate in funzione di:

- *Destinatari della proposta* (PMI, Pubblica Amministrazione, Associazioni di Categoria). Risulta, infatti, fondamentale il ruolo della Pubblica Amministrazione e delle Associazioni di Categoria per stimolare le aziende ad avviare interventi di eco-innovazione.
- *Dimensione aziendale*, in quanto influenza la capacità di investimento di risorse umane e di capitali.
- *Tipologia di prodotti realizzati*, strettamente correlata al ruolo dell'azienda nella rispettiva filiera produttiva.
- *Il livello di maturità aziendale rispetto alle tematiche ambientali*.
- *Il principale mercato di riferimento*, in quanto influenza gli strumenti di comunicazione che possono essere proposti e il loro grado di riconoscibilità da parte dell'utente finale.

Le proposte individuate sono state pertanto suddivise in base al diverso grado di introduzione di percorsi di eco-innovazione in azienda:

- *attività di formazione e sensibilizzazione* il cui l'obiettivo è di far acquisire maggiori conoscenze in campo ambientale al territorio del Camposampierese e stimolare l'avvio di percorsi di eco-innovazione a livello di imprese, filiere produttive e reti d'impresa;
- *attività di analisi a livello di organizzazione, prodotto o servizio* da promuovere a livello di impresa o di filiera, modulati a seconda delle caratteristiche dimensionali e produttive delle aziende;
- *interventi di (ri)progettazione* per l'efficientamento dei processi produttivi o per il miglioramento di alcune fasi della realizzazione del prodotto;
- *strumenti di comunicazione ambientale, con una duplice caratterizzazione*: i) come modalità per comunicare al mercato di riferimento delle diverse aziende il percorso svolto e i benefici ottenuti in termini di riduzione degli impatti; ii) come sviluppo di meccanismi di promozione a livello territoriale per le imprese che si sono contraddistinte per il loro impegno in campo ambientale.

In particolare, alla luce di quanto emerso dall'analisi SWOT risulta allo stato attuale di estrema importanza avviare interventi di sensibilizzazione e formazione in tema di eco-innovazione per fare comprendere le potenzialità da essa rappresentate per il tessuto produttivo e per il territorio.

L'analisi SWOT svolta e le diverse proposte individuate per valorizzare in chiave ambientale le produzioni, sono state illustrate all'interno di «Linee guida territoriali per lo sviluppo del tessuto produttivo del Camposampierese» e presentate a livello di Intesa Programmatica d'Area (IPA) del Camposampierese, come punto di partenza per sviluppare i futuri indirizzi strategici per la nuova programmazione per il tessuto produttivo territoriale.

4. Conclusioni

Nell'ambito degli interventi svolti per promuovere e diffondere l'approccio di ciclo di vita e l'eco-innovazione nelle PMI, il progetto FBBF ha introdotto alcuni elementi di particolare interesse. Innanzitutto, il progetto ha coinvolto tutti gli attori pubblici e privati che a vario titolo possono contribuire ad un'evoluzione del modello produttivo a basse emissioni di carbonio e a ridotto consumo di risorse. In particolare, il coinvolgimento delle Associazioni di Categoria, per la loro conoscenza approfondita del tessuto produttivo e il rapporto diretto con le imprese del territorio, ha permesso di individuare un nucleo d'imprese propense ad avviare interventi di eco-innovazione. Infatti, molte delle imprese coinvolte nella sperimentazione avevano già avviato interventi per ottimizzare alcuni aspetti dei loro processi produttivi e, alcune di esse, sulla base dell'esperienza svolta, hanno deciso di proseguire autonomamente nel percorso di eco-innovazione identificato a valle dell'analisi. L'analisi di screening a livello di prodotto ha evidenziato per le aziende come aree prioritarie d'intervento il contenimento degli impatti associati ai consumi energetici (66% dei campione) e la composizione del prodotto (34%), mentre l'analisi preliminare di Carbon footprint a livello di organizzazione ha individuato come tipologia di emissioni più rilevante in tutti i casi analizzati quelle indirette da consumo energetico (Scope 2).

Considerando, invece, quanto emerso dall'analisi di supporto all'eco-progettazione, un elemento comune da evidenziare è legato alla mancata considerazione di criteri ecologici nella scelta delle materie prime utilizzate per la realizzazione del prodotto.

Il progetto, oltre a fornire supporto ad un set di aziende nella definizione di percorsi per migliorare le proprie prestazioni ambientali, ha anche identificato le condizioni di contesto per stimolare il tessuto produttivo locale ad introdurre interventi di innovazione ambientale. La predisposizione di linee guida, discusse e condivise con i principali attori politici ed economici del territorio, rappresentano un importante strumento che potrà essere utilizzato dalla Pubblica Amministrazione come punto di partenza per definire futuri indirizzi programmatici e finanziari per supportare l'(eco)innovazione del tessuto produttivo regionale.

Nonostante il progetto costituisca il primo step di un percorso a più ampio respiro, i risultati ottenuti e, in particolare la partecipazione ed i riscontri avuti da parte del territorio del Camposampierese, rappresentano delle ottime premesse per favorire lo sviluppo dell'eco-innovazione a livello territoriale.

5. Bibliografia

Buttol, P., Buonomici, R., Naldesi, L., Rinaldi, C., Zamagni, A., Masoni, P., 2011, 'Integrating services and tools in an ICT platform to support eco-innovation in SMEs', *Clean Technologies and Environmental Policy*, April 2012, Volume 14, Issue 2, pp 211-221

Camera di Commercio Padova, 2013. 'Il reddito lordo in provincia di Padova – dati provinciali 2001-2011 e stime comunali.' www.starnet.unioncamere.it/download.php?id=23465

De Marchi V. e Grandinetti R., 2012. 'L'industria del Nord-Est e il suo intorno: crisi e discontinuità evolutiva', in *L'Industria*, n. 1

Ecoinnovazione srl, Euris srl, 2014. 'Linee guida territoriali per lo sviluppo del tessuto produttivo del Camposampierese – Rapporto tecnico progetto La fabbrica sostenibile del bello e ben fatto'

ISO /TR (2002) 14062 Environmental management -- Integrating environmental aspects into product design and development. International Organization for Standardization. <http://www.iso.org/iso/home.htm>

ISO (2006a) 14040 Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework. International Organization for Standardization. <http://www.iso.org/iso/home.htm>

ISO (2006b) 14044 Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization. <http://www.iso.org/iso/home.htm>

ISO (2011) 14006 Environmental management systems -- Guidelines for incorporating ecodesign

ISO (2012) 14064-1 Greenhouse gases -- Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals

Misceo, M., Buonomici, R., Buttol, P., Naldesi, L., Grimaldi, F., Rinaldi, C., 2004, "TESPI (Tool for Environmental Sound Product Innovation): a simplified software tool to support environmentally conscious design in SMEs", *Proceedings of SPIE* 26-27 October 2004, Philadelphia, Pennsylvania, USA

Unione Industriali della Provincia di Padova, 2010, 'Il Ruolo del camposampierese nella struttura economica della Provincia di Padova'.

[www.confindustria.pd.it/confindustria/padova/istituzionale.nsf/frame/8AEAC8DEE60BBFF3C1257760002FC6E9/\\$File/Camposampierese_Nota%20economica_novembre2010.pdf?OpenElement](http://www.confindustria.pd.it/confindustria/padova/istituzionale.nsf/frame/8AEAC8DEE60BBFF3C1257760002FC6E9/$File/Camposampierese_Nota%20economica_novembre2010.pdf?OpenElement)

Quale integrazione è possibile tra Life Cycle Assessment e Risk Assessment? Risposte dalla letteratura recente

Anna Mazzi¹, Roberta Chiara Tosato¹, Filippo Aguiari¹, Antonio Scipioni¹

¹Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente
Email Coordinatore: scipioni@unipd.it

Abstract

Da ormai un decennio si teorizza la possibilità nonché la convenienza di condurre studi di Life Cycle Assessment (LCA) integrati con studi di Risk Assessment (RA), in particolare per introdurre nel LCA di fattori locali e temporali di caratterizzazione e valutazione di impatto derivanti da studi di RA, nonché viceversa integrare la stima di rischio del RA con valutazioni di impatto ambientale globale e complessivo derivanti da studi di LCA. Oltre le considerazioni teoriche, è interessante verificare in che misura l'integrazione tra i due strumenti sia concretamente possibile ed utile. L'articolo riassume i risultati della survey condotta sui paper pubblicati tra il 2010 ed il 2013 nella rivista International Journal of LCA (IJLCA) che trattano tale integrazione e mette in evidenza come, nonostante il grande interesse verso l'argomento, le esperienze applicative siano ancora poche e difficilmente generalizzabili.

1. Introduzione

Il Life Cycle Assessment (LCA) è uno strumento utilizzato per valutare gli impatti potenziali di un prodotto, processo o attività lungo tutto il suo ciclo di vita, attraverso la quantificazione dell'utilizzo di risorse come energia, materiali e acqua e delle emissioni in aria, acqua, suolo e sottosuolo. Il focus del LCA è il prodotto e l'approccio utilizzato è di tipo globale. Gli attuali standard di riferimento a livello internazionale sono le norme ISO 14040-44 (ISO 2006-a, 2006-b).

Il Risk Assessment (RA) è una tecnica che viene utilizzata per determinare il potenziale impatto di agenti chimici o fisici sull'ecosistema e sulla salute umana a livello locale, al fine di supportare i decision makers nella scelta di alternative gestionali ed operative con livelli di rischio accettabili. Uno studio di RA può includere l'Environmental Risk Assessment (ERA), che valuta i potenziali effetti avversi delle attività umane sull'ecosistema e sugli habitat, e lo Human health Risk Assessment (HRA), che quantifica gli effetti avversi delle attività umane sulla salute umana. Il modello di riferimento più noto per applicare la metodologia RA è il Technical Guidance Document on Risk Assessment for New and Existing Substances (EC et al., 2003).

L'integrazione tra LCA e RA è un filone di ricerca importante nella comunità LCA: sono diversi gli studi che sottolineano le possibilità di integrazione tra i due strumenti e i vantaggi che da tale integrazione ne possono derivare (tra gli altri, Udo de Haes et al., 2006; Aissani et al., 2012; Mazzi et al., 2013). In particolare, Flemström et al. nel 2004 mettono in evidenza come le differenti soluzioni adottate dalla letteratura per integrare studi di LCA con studi di RA e viceversa sono riconducibili sostanzialmente a 5 modalità, tra loro alternative (Tabella 1).

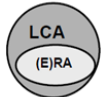
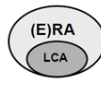
Modalità di integrazione LCA-RA		Descrizione	Tipo di risultati
(A) Conduzione separata		LCA e RA vengono condotti in modo separato e parallelo	I risultati sono indipendenti e vengono confrontati tra loro
(B) Conduzione sovrapposta		LCA e RA vengono condotti in modo sovrapposto, considerando nello studio LCA aspetti tossicologici ed ecotossicologici locali	I risultati che si ottengono dallo studio di LCA sono corretti in modo generale dal RA
(C) RA come sottoinsieme di LCA		RA viene condotta ad integrazione dello studio di LCA per condurre la valutazione di rischio di ogni emissione proveniente dalla fase di inventory	I risultati del LCA sono corretti in modo puntuale dal RA condotto per ogni emissione della fase di Life Cycle Inventory
(D) LCA come sottoinsieme di RA		LCA è condotto ad integrazione dello studio di RA per ogni emissione risultante dalla fase di valutazione del rischio	I risultati del RA sono corretti in modo puntuale dal LCA condotto per ogni emissione della fase di valutazione del rischio
(E) Strumenti complementari		LCA e RA sono condotti in modo contemporaneo e combinato, con un'integrazione reciproca e continua in tutte le fasi dello studio	I risultati di LCA e RA consentono una valutazione puntuale e complessiva del rischio ambientale e per la salute

*Tabella 1: Possibili modalità di integrazione tra LCA e RA
(elaborazione degli autori da Flemström et al., 2004)*

In generale, tutte le modalità di integrazione tra LCA e RA permettono di migliorare la valutazione di impatto ambientale ottenibile dal LCA, intervenendo in particolare nelle fasi di caratterizzazione dell'impatto, di valutazione degli impatti e di interpretazione dei risultati.

Nonostante l'importanza di un'integrazione tra questi due strumenti, è riconosciuta in letteratura anche la difficoltà di utilizzare concretamente in modo combinato LCA e RA, rendendo così complesso il trasferimento di esperienze precedenti ai singoli casi in esame (Flemström et al., 2004).

La ricerca, condotta nei primi mesi del 2014, ha l'obiettivo di analizzare le pubblicazioni scientifiche più recenti in materia condotte all'interno della comunità scientifica LCA, al fine di conoscere quali sono le modalità di integrazione tra LCA e RA effettivamente adottate negli ultimi anni.

Le domande di ricerca si articolano dunque come segue:

- Quali sono gli articoli della comunità LCA pubblicati negli ultimi anni che trattano dell'integrazione tra LCA e RA;
- Quali sono le modalità di integrazione tra LCA e RA adottate in tali articoli, rispetto alle soluzioni schematizzate in Tabella 1;
- Quali sono, se ci sono, in tali articoli gli elementi comuni di integrazione tra LCA e RA.

2. Materiali e metodi

La ricerca condotta si basa su una survey documentale. La rivista scelta per condurre l'analisi è l'International Journal of Life Cycle Assessment (IJLCA), in quanto essa rappresenta la rivista di riferimento per la comunità scientifica internazionale del LCA. La struttura della ricerca è la seguente.

- Fase 1: ricerca degli articoli della recente letteratura scientifica che trattano sia di studi di LCA sia di studi di RA:
 - Banca dati di riferimento: tutti gli articoli pubblicati sulla rivista IJLCA tra il 2010 ed il 2013;
 - Criterio di selezione: tutti gli articoli che, oltre a presentare studi di LCA, presentano anche studi di RA (in termini di RA, ERA e HRA);
 - Analisi dei risultati: presenza del termine RA (in acronimo e per esteso) in titolo, abstract, parole chiave, testo.
- Fase 2: analisi approfondita degli articoli che effettivamente trattano dell'integrazione tra LCA e RA:
 - Banca dati di riferimento: tutti gli articoli risultanti dalla fase 1;
 - Criterio di selezione: esplicita integrazione tra LCA e RA (in termini di RA, ERA e HRA) negli obiettivi della ricerca e/o nei risultati;
 - Analisi dei risultati: tipologia di ricerca, tipologia di rischi considerati, focus sul RA e sul LCA condotti, modalità di integrazione tra LCA e RA.

3. Risultati

La Tabella 2 riassume il risultato della prima fase della ricerca: tra i 171 articoli pubblicati da IJLCA nel periodo 2010-2013, sono 16 gli articoli che trattano di LCA e RA. Un solo articolo presenta il termine RA in tutte le posizioni considerate (titolo, abstract, parole chiave e testo) e solo uno in tre posizioni (abstract, parole chiave e testo), mentre 8 articoli adottano il termine RA soltanto nel testo.

I 16 articoli selezionati nel primo step sono stati quindi analizzati in modo più approfondito, al fine di individuare quelli tra loro che effettivamente trattano l'integrazione tra LCA e RA. Gli articoli risultanti da questa seconda fase della ricerca sono 4 e sono riportati in Tabella 3, dove sono confrontati in termini di tipologia di ricerca, settore/prodotto industriale oggetto dello studio e Paese di riferimento.

Paper	“RA” in titolo	“RA” in abstract	“RA” in key-words	“RA” in testo
Kikuchi, Hirao (2010)		X		X
Dreyer et al. (2010-a)				X
Dreyer et al. (2010-b)				X
Ligthart et al. (2010)				X
Birkved and Heijungs (2011)		X		X
Nansai et al. (2011)				X
Bieda (2011)		X		X
Saouter et al. (2011)				X
Sala et al. (2011)				X
Mattila et al. (2011)		X		X
Van Hoof et al. (2011)		X		X
Askham (2011)				X
Wegener Sleeswijk (2011)		X	X	X
Dijkman et al. (2012)		X		X
Liu et al. (2012)	X	X	X	X
Van Hoof et al. (2013)				X

Tabella 2: Articoli di IJLCA tra il 2010 e il 2013 contenenti il termine “Risk assessment” e posizionamento del termine all'interno del paper

Paper	Tipo di ricerca	Settore/prodotto	Paese
Liu et al. (2012)	Caso studio singolo	Gestione rifiuti	Taiwan
Wegener Sleeswijk (2011)	Simulazione	Metalli	/
Dijkman et al. (2012)	Caso studio multiplo	Agricoltura	Danimarca, Ungheria e Grecia
Kikuchi and Hirao (2010)	Caso studio multiplo	Manifatturiero	Giappone

Tabella 3: Articoli di IJLCA tra il 2010 ed il 2013 che trattano l'integrazione tra LCA e RA

La Tabella 4 riassume l'approccio adottato in ciascuno di questi paper in riferimento allo studio di RA condotto. Possiamo notare come il tipo di RA più diffuso è lo HRA. Questo conferma quanto già noto in letteratura, ovvero che la parte di LCA più vicina ad una possibile integrazione con il RA è quella relativa alla valutazione degli impatti sulla salute umana. Dai risultati di Tabella 4 è inoltre necessario sottolineare come sia estremamente variegata la tipologia di casi studio considerati, come testimoniano ad esempio la tipologia di rischi analizzati nonché le modalità di calcolo adottate/proposte.

La Tabella 5 mette in evidenza come ciascuno dei quattro casi analizzati si propone obiettivi differenti e prevede vantaggi molto diversi dall'integrazione di questi due strumenti. Vi è una maggiore coerenza in riferimento alla fase di LCA che maggiormente è coinvolta nell'integrazione, ovvero la fase di Life Cycle Impact Assessment, e solo il paper di Dijkman et al. (2012) focalizza l'attenzione sulla fase di Life Cycle Inventory.

Paper	Tipi di rischio considerati	Tipo di RA condotto	Formule/software di calcolo proposti/utilizzati
Liu et al. (2012)	Rischio chimico, rischio fisico e rischio sanitario	HRA	Sviluppo di formule/modelli (Metodo del vertice e valutazione Multi-criteri Multi-connection Comprehensive Assessment) per ampliare l'analisi di inventario
Wegener Sleeswijk (2011)	Rischio chimico, rischio tossico e rischio sulla salute umana	ERA and HRA	Proposta di programmi di valutazione della tossicità (GLOBOX e GLOBACK) per valutare i fattori di caratterizzazione spazialmente differenziati
Dijkman et al. (2012)	Rischio chimico	HRA	Proposta di programmi di valutazione del rischio (SWASH 3.1, FOCUSPEARL 4.4.4 e MACRO 4.3) per correggere l'analisi di inventario
Kikuchi, Hirao (2010)	Rischio chimico e rischio sanitario	HRA	Sviluppo di indicatori di rischio sulla salute umana (PDI e PDIlocal) ad integrazione di valutazione di impatto

Tabella 4: Articoli di IJLCA tra il 2010 ed il 2013 che trattano l'integrazione tra LCA e RA analizzati in base allo studio di RA condotto

Paper	Obiettivi di integrazione tra LCA e RA	Fase LCA integrata	Vantaggi per LCA da integrazione con RA
Liu et al. (2012)	Utilizzare LCA e RA in modo combinato a supporto di un Environmental Management Assessment	Life Cycle Impact Assessment	Identificare il collegamento causale "aspetto-percorso-recettore-impatto"
Wegener Sleeswijk (2011)	Confrontare LCA e RA e la loro integrabilità	Life Cycle Impact Assessment	Introdurre fattori di sensibilità e di soglia nella valutazione di tossicità
Dijkman et al. (2012)	Valutare l'incidenza di fattori geoclimatici locali sulla quantificazione degli impatti	Life Cycle Inventory	Stimare i potenziali impatti tossici sull'ambiente dovuti alle emissioni di pesticidi
Kikuchi, Hirao (2010)	Integrare valutazione di rischio locale e valutazione di impatto globale	Life Cycle Impact Assessment	Integrare la valutazione di impatto ambientale con valutazione di esposizione e di impatti residenziali

Tabella 5: Articoli di IJLCA tra il 2010 ed il 2013 che trattano l'integrazione tra LCA e RA analizzati in base al ruolo del RA nello studio LCA

4. Discussione e conclusioni

Riprendendo i risultati della ricerca condotta e confrontandoli con i cinque possibili modelli di integrazione LCA-RA delineati da Flemström et al. (2004), otteniamo la Tabella 6, dove sono messi in evidenza da una parte il modello di integrazione adottato nelle intenzioni degli autori e dall'altra il modello di integrazione effettivamente utilizzato nella ricerca. In realtà, nessuno dei paper considerati fa riferimento esplicito alle tipologie di integrazione definite da Flemström et al. (2004), tuttavia è sempre possibile ricondurre il tipo di integrazione adottato alle tipologie di Tabella 1.

Riferimento	Modello di integrazione nelle intenzioni degli autori	Modello di integrazione effettivamente utilizzato
Liu et al. (2012)	(E) Strumenti complementari	(B) Conduzione sovrapposta
Wegener Sleeswijk (2011)	(B) Conduzione sovrapposta	(C) RA come sottoinsieme di LCA
Dijkman et al. (2012)	(C) RA come sottoinsieme di LCA	(A) Conduzione separata
Kikuchi, Hirao (2010)	(A) Conduzione separata	(A) Conduzione separata (B) Conduzione sovrapposta

Tabella 6: Articoli di IJLCA tra il 2010 ed il 2013 che trattano l'integrazione tra LCA e RA analizzati in base al modello di integrazione LCA-RA secondo Flemström et al. (2004)

Osservando i risultati di Tabella 6, emerge che, ad eccezione di Kikuchi e Hirao (2010), gli autori non sono riusciti a condurre effettivamente l'integrazione pianificata, in genere per motivi di carattere operativo, come la carenza o debolezza di strumenti di supporto per la fase di inventario nonché per la fase di valutazione di impatto. In particolare, la conduzione di LCA e RA in modo effettivamente complementare (soluzione E) sembra non praticabile, in virtù della difficoltà di condurre in modo realmente combinato le due valutazioni (Liu et al., 2012).

I casi analizzati testimoniano come la comunità scientifica in questi ultimi anni si stia muovendo in questa direzione, con esperienze anche molto eterogenee, volte a migliorare/potenziare gli strumenti a supporto del LCA per poter integrare/correggere la caratterizzazione/valutazione degli impatti tenendo conto di una valutazione di rischio locale e specifica.

Ancor oggi, sebbene sia passato già un decennio dalle prime teorizzazioni sui possibili modelli di integrazione tra LCA e RA, le esperienze concrete di applicazione congiunta di questi due strumenti sono ancora ridotte, ed è questo probabilmente uno dei fattori limitanti di tali esperienze.

In generale, si tratta di casi studio molto differenti tra loro, in cui la scarsa numerosità rende difficile il trasferimento di conoscenze pregresse, finendo per concordare con quanto Flemström et al. (2004) sostenevano già dieci anni fa.

Può essere utile estendere la survey condotta ad altre riviste internazionali, ad esempio quelle maggiormente di riferimento per la comunità scientifica del RA come pure altre riviste di settore, con l'obiettivo di aumentare la casistica e poter individuare nuovi elementi comuni di integrazione tra LCA e RA.

5. Bibliografia

- Aissani, L, Jabouille, F, Bourgoisc, J & Rousseaux, P 2012, 'A new methodology for risk evaluation taking into account the whole life cycle (LCRA): Validation with case study', *Process Safety and Environmental Protection*, 90(4):295-303.
- Askham, C 2012, 'REACH and LCA, methodological approaches and challenges', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17:43-57.
- Bieda, B 2011, 'Life cycle inventory of energy production in ArcelorMittal steel power plant Poland S.A. in Krakow, Poland', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:503-511.

- Birkved, M & Heijungs, R 2011, 'Simplified fate modelling in respect to ecotoxicological and human toxicological characterisation of emissions of chemical compounds', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:739-747.
- Dijkman, T J, Birkved, M & Hauschild, M Z 2012, 'PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17:973-986.
- Dreyer, LC, Hauschild, MZ & Schierbeck, J 2010-a, 'Characterisation of social impacts in LCA', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15:247-259.
- Dreyer, LC, Hauschild, MZ & Schierbeck, J 2010-b, 'Characterisation of social impacts in LCA. Part 2: implementation in six company case studies', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15:385-402.
- EC, JRC & IHCP 2003, 'Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Technical Guidance Document on Risk Assessment', European Commission, Brussels, BE.
- Flemström, K, Carlson, R & Erixon, M 2004, 'Relationships between Life Cycle Assessment and Risk Assessment, Potentials and Obstacles', *Industrial Environmental Informatics*, Chalmers University of Technology, Report 5379, June 2004.
- ISO 2006-a, ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principle and Framework.
- ISO 2006-b, ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and Guidelines.
- Kikuchi, Y & Hirao, M 2010, 'Local risks and global impacts considering plant-specific functions and constraints: a case study of metal parts cleaning', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15:17-31.
- Lighart, TM, Jongbloed, RH & Tamis, JE 2010, 'A method for improving Centre for Environmental Studies (CML) characterisation factors for metal (eco)toxicity, the case of zinc gutters and downpipes', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15:745-756.
- Liu, K F-R, Ko, C-Y, Fan C & Chen C-W 2012, 'Combining risk assessment, life cycle assessment, and multi-criteria decision analysis to estimate environmental aspects in environmental management system', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17:845-862.
- Mattila, T, Verta, M & Seppälä, J 2011, 'Comparing priority setting in integrated hazardous substance assessment and in life cycle assessment', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:788-794.
- Mazzi, A, Niero, M, Fedele, A, Surace, L, Pinat, S, Scipioni, A 2013, 'Life Cycle Assessment and Human Health Risk Assessment: proposal of an integration methodology and application to a MSW incineration line', *Atti del VII Convegno della Rete Italiana LCA. Life Cycle Assessment e ottimizzazione ambientale: esempi applicative e sviluppi metodologici*, 81-89, ISBN 978-88-8286-292-3
- Nansai, K, Kudoh, Y, Hayashi, K, Matsubae, K, Nakajima, K, Murakami, S, Motoshita, M, Hashimoto, S, Hara, M, Nakajima, M, Inaba, R, Matsuno, Y & Shinohara, Y 2011, '9th International Conference on Ecobalance, towards and beyond 2020, November 9-12, 2010, Tokyo, Japan', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:478-487.
- Sala, S, Marinov, D & Pennington, D 2011, 'Spatial differentiation of chemical removal rates from air in life cycle impact assessment', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:748-760.
- Saouter, EG, Perazzolo, C & Steiner, LD 2011, 'Comparing chemical environmental scores using USEtoxTM and CVD from the European Ecolabel', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:795-802.
- Udo de Haes, HA, Wegener Sleeswijk, A & Heijungs, R 2006, 'Similarities, Differences and synergisms between HERA and LCA. An analysis at three levels', *Human and Ecological Risk Assessment*, 12(3):431-449.
- Van Hoof, G, Schowanek, D, Franceschini, H & Muñoz, I 2011, 'Ecotoxicity impact assessment of laundry of USEtox and critical dilution volume approaches', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:803-818.
- Van Hoof, G, Vieira, M, Gausman, M & Weisbrod, A 2013, 'Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18:1568-1580.
- Wegener Sleeswijk, A 2011, 'Regional LCA in a global perspective. A basis for spatially differentiated environmental life cycle assessment', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16:106-112.

Life cycle sustainability assessment to support product design: a discussion

Autori: Rosana, Mattioda¹; Anna, Mazzi²; Antonio, Scipioni²; Osiris, Canciglieri¹

¹Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR)

²Università degli Studi di Padova (UNIPD)

Email Coordinatore: scipioni@unipd.it

Abstract

Currently, the Product Development Process (PDP) is subject to new patterns of consumption, and legal restrictions related to the principles of the Triple Bottom Line (TBL). Companies that really want to support sustainable development, must coordinate and integrate tools and methods in the decision-making process. In this context, the present study focuses on the tool life cycle sustainability assessment (LCSA) that refers to the evaluation of all environmental, social and economic benefits and negative impacts in decision-making processes throughout their life cycle. This study intends to see how the PDP is inserted into the discussion of LCSA tool. In this manner, by carrying on a bibliographical research the authors conclude that there is a concern with the stages of the product design, but in a rather generic and latent form.

1. Introduction

The product development process (PDP) is one of the most complex and important activities to the competitiveness of enterprises. It involves, from a holistic view, all activities of the process, from identification of needs and current and future market expectations, through planning and design to reach its disposal at the end of life (Back et al. 2008; Rauniar et al., 2007). The division of the PDP in phases and groups of activities enables greater control over the complex system of product development and enables verification and control at specific points in the project, contributing to the effective management of the process (Tingström et al., 2006; Romeiro Filho, 2010). Although the models are different regarding the occurrence of its internal divisions and emphasis and name given in stages, the information generated in previous phases contribute to generation of solutions for design (El Marghani, 2011; Pahl & Beitz, 1996). High levels of uncertainty in the early stages of project, new methods and tools are essential to provide a basis for designers to verify degree of product or process sustainability (Ramani et al., 2010).

Thus, if companies really want to support sustainable development, it is important to have a common vision of sustainability, coordinating and integrating tools and methods for sustainable product development in decision-making process. Environmental requirements should be taken in the same manner that traditional requirements of price and quality and their introduction into development process should achieve all stages of a product life (Vinodh & Rathod, 2011; Hallstedt et al., 2013).

Among these elements, industries urgently need practical tools for the systematic assessment of sustainable product design to assist the companies in obtaining more desirable design decisions (Othman et al., 2010). There are several tools that can be used to achieve sustainable improvements in PDP, such as Triple Bottom Line (TBL) and Life Cycle Assessment (LCA).

Derived from the bottom line expression, TBL is a tool for the integration of sustainability into the business agenda, balancing traditional economic goals with social and environmental concerns, thereby creating a new dimension of corporate performance, to monitor and manage risk, but also to align stakeholders and innovation for sustainable solutions (Mattioda, 2013).

Derived from the life cycle thinking, LCA is a methodology that supports a comprehensive analysis of environmental impacts along the life cycle of the product and forms the basis of its design (ISO, 2006). In a life cycle perspective, eco-design, or green-design, consists of a set of coordinated activities aimed at developing products and processes with less environmental impact (BSI, 2002).

Coherently with TBL approach the life cycle sustainability assessment (LCSA) states in recent scientific literature. LCSA enlarges the scope by integrating social and economic aspects into decision making process with the aim to have more sustainable products throughout their life cycle (Andersson, 1998; Kloeppfer, 2008; UNEP/SETAC, 2011; Bachman 2013; Clancy et al. 2013).

According to UNEP/SETAC (2011), LCSA is an effective tool to support the PDP in order to consider all the aspects of ecodesign: to reduce environmental, social and economic impacts in a life cycle perspective.

Assuming that there should be a concern of the companies in integrating tools and methods for sustainable product development, this study aims to discuss, through a literature review, how the LCSA supports the product design. To meet this objective, this study seeks to answer the following problem questions: i) Which articles describe in conjunction LCSA and product design? ii) How do the articles describe the product development when using the LCSA?

2. Materials and methods

A qualitative research was developed in which criteria for literature review and content analysis were applied (Gray, 2012). The literature review of recent scientific papers was conducted on the subjects LCSA and PDP in the database Portal Periódicos Capes. Table 1 describes the research steps.

Research questions	Research steps	Databases adopted	Type of analysis	Research keys
i) Which articles discuss in conjunction LCSA and PDP?	I. Select and map the words LCSA and PDP in recent scientific papers	Brasiliian Database CAPES (http://www.periodicos.capes.gov.br)	Analysis of papers in scientific journals during the period 2012 – 2014	Search of term “LCSA” and “PDP” in title, abstract, keywords, introduction, text, conclusion and references
ii) How do the authors describe the PDP when using the LCSA tool?	II. Content Analysis in recent scientific papers related to the application of LCSA in PDP	All the papers selected in the step I	Analysis of all the text	Selection of specific case studies related the application of LCSA in product design

Table 1: Research steps

3. Results and discussion

3.1. Select and map LCSA and PDP in recent scientific papers

In this step, a survey was made in the database to select the articles that jointly contained the words PDP and LCSA in the text as a whole. The result allows us to raise what is being done in this field of research. Six articles were selected for content analysis and mapping of the location of words LCSA and PDP. Table 2 below indicates the articles and the location of words.

Papers	Clancy et al. (2013)	Pesonen, Horn (2013)	Sala et al. (2013)	Parent et al. (2013)	Simões et al. (2013)	Heinimann (2012)
Title		LCSA	LCSA		PDP	
Abstract/ Keywords		LCSA	PDP / LCSA	LCSA	PDP	
Introduction		LCSA	LCSA		PDP	PDP
Text	PDP / LCSA	PDP	LCSA	PDP / LCSA	PDP	PDP / LCSA
Conclusion		PDP	LCSA	LCSA		
References		PDP / LCSA	PDP / LCSA	PDP / LCSA	PDP / LCSA	

Table 2: Papers in CAPES containing the words PDP and LCSA

At this stage, it is observed that there are few productions that in conjunction cite the words of the subjects of study. With few selected articles, it was possible to map the position of words and do a brief reading of text aiming to understand how the authors described LCSA and the context given to PDP. Based on these criteria were excluded: 1) the article by Sala et al. (2013) that although cite PDP, mentions it only once in the abstract and again in the references, 2) the article Heinimann, (2012) who cites LCSA once in the context of LCA and 3) the article by Simões that cite LCSA only in the references.

Making a comparative analysis on the content of the articles and the location of the keywords in the text, it appears that there is no relationship between the contribution of the paper and the location of the words.

3.2. Analyze recent scientific papers related LCSA and PDP

According to the results of the first step, three articles that describe in conjunction LCSA and PDP were selected. Their objectives are described in Table 3.

Papers	Research goals
i) Parent et al. (2013)	This article wishes to highlight the role of SLCA in the transition towards more sustainable production and consumption patterns (SPC) and questions the relevance of LCT in this role.
ii) Clancy et al. (2013)	Reports on a literature survey on available approaches for the assessment of product sustainability, with a specific focus on assessing the replacement of non-renewable petroleum-based materials with renewable wood-based materials in absorbent hygiene products.
iii) Pesonen, Horn (2013)	The focus of the study is on a streamlined, rapid assessment of the tool proposed by Pesonen (2007) called the Sustainability SWOT (Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) and on the empirical testing of whether or not it is understood in the corporate world and if it leads to concrete changes in either strategic- or operative-level activities

Table 3: Research goals in selected papers related LCSA to support PDP

About product development, through referrals or own observations the authors point out:

i) Parent et al. (2013) discuss points that should be taken into account in the design/implementation of SLCA and point to the importance of framing the LCSA tools in its context of use. The authors concluded that, "as a decision support tool, SLCA will have to be developed not only to make LCA sustainable but also to move production, consumption and the economy towards sustainability". Regarding PDP they cite:

- The ISO 14040 standard in the integration of environmental aspects into the design and development of products
- LCA and SLCA can support ecodesign and the identification of areas of intervention before the eco-design process;
- It is necessary to know and identify social "hotspots" and options to reduce the potential negative impacts and risks through the development of products;
- According to SLCA guidelines, "the potential negative impacts and risks through product development", seems to refer to the physical interventions at the product level", but they argue that there is generally no need to physically modify a product when the goal is to modify enterprises' behaviours.
- Hotspots are not identified to support further product design.

ii) Clancy et al (2013) report, through a bibliographic research, the available approaches for assessing the sustainability of the product based on the need for a method for selecting and evaluating a set of parameters to aid in the comparison and substitution of materials. The analysis performed by the authors showed that there is a diverse number of approaches and methods that can help to evaluate different attributes or joints of the sustainability of the product, either for parts or whole life cycle of products. They observe, however, that none of the methods of evaluation includes guidance on how to make an interpretation of each particular case and do not meet the sustainability assessment parameters to describe considerations in the comparison between the products under study. The authors suggest that one reason is the lack of knowledge and/or consensus on how to describe and assess the impacts. Regarding the development of products they cite:

- In case of product development for sustainable development, a method is needed that can guide in choosing resources that will not face severe restrictions exhibited by limitations on nature or society in the future, where resource use and resource availability will be different from today.
- There are many different methods and prototypes in diverse niche areas for assessing future products or materials life cycles or parts of life cycles;
- That SLCA, as of today, is more useful in later stages of product development when there is more information available about the product system.
- In product or material development, things like location of production facilities, production volumes and customer response are often yet unknown and thereby data for several social impacts are unavailable.
- In product development, an understanding of the sustainability implications of different choices that can be made for a product system is needed, which allows for rethinking the system and innovating towards a more sustainable product.

iii) Pesonen and Horn (2013) make the presentation and evaluation of an assessment tool, in the form of an analysis of Sustainability SWOT (Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats), proposed by Pesonen (2007). For the development of the work, they used data collected from a survey directed to representatives of organizations that have used the tool mentioned in the last 5 years with a final sample size of 29 respondents. The authors conclude that the Sustainability SWOT proved to be useful and to generate changes and im-

provements along the value chain, as well as, in some cases, also in the institutional context. The authors indicate that currently despite the individual LCSA methods are capable of producing a large amount of important information; the entire structure is faced with the challenges of being very difficult to understand and interpret and use in decision-making by non-experts, leading to the need to have a technique at the same time understandable and comprehensive for the presentation of the LCSA results. They indicate yet to be evident that, whereas the LCA community is often faced with the fear of having their methods understood by only a small subset of industry professionals, it is encouraging that the simplified approach adapted in accordance with the logic of business decision makers (ie including SWOT) is able to find acceptance and understanding of this vital group. Regarding the development of products they cite:

- The fields of application for simplified life cycle-based methods are, for example, product development and procurement, more specifically in planning, conceptual design, embodiment design as well as detail design.
- Becomes apparent that there exist a number of life cycle approaches, both analytical and creative, for all stages of product development. However, the majority of these approaches do not assess full sustainability; rather, they remain in the field of environmental impacts.

4. Conclusion

Organizations need to embrace sustainability in a systematic way in their strategies, where all parties must be considered. Among these parties, and considered the vital stage to the survival of company, the process of developing products must, from its early design, integrate and link the concepts of the TBL. The result of the bibliographic research shows that there are still very few publications that address jointly the LCSA and PDP themes.

Regarding the methodology, in accordance with Gray (2012), when he discusses the criteria for a literature review, this article justifies that not always the process of PDP is contained in the context of LCSA tool. Therefore, the objective of this research is to discuss how the LCSA supports the PDP by distinguishing what is currently being done in this field of study, which comprises a result of rare publications (6 articles). In a broader literature vision, three articles were selected, which shows that this issue is related to broader issues that have deserved research. In summary, the research goes beyond a mere synopsis of the literature by providing a focus to reveal the importance of including the LCSA tool in PDP. If there are other publications on the topics under discussion, the integration of LCSA to support the PDP is not observed, the reason why were not reached by the search engine.

Assuming that there should be a concern of the companies in integrating tools and methods for sustainable product development at all stages of the process, it appears in the articles selected that the authors somehow demonstrate concern about the integration of the LCSA tool in the product design stages, but in a very generic and latent form. It is interesting to extend this research including a benchmarking with other sustainability tools, as sustainability assessment and sustainability reporting (see also Clancy et al, 2013).

It is our opinion that for a better future use of LCSA tool integrated with product development, companies should establish guidelines for systematic use of LCSA approach in its management process because, if during the process of product development predetermined goals exist in the organization, the uncertainties tend to decrease and the result may be more tangible, thus facilitating the communication process between the tool and the people who use it.

5. Acknowledgments

Authors are thankful for the financial and technical support provided by CAPES Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (Process 19224-12-5) and Pontifical Catholic University of Paraná (PUCPR) in Brazil.

6. References

- Andersson, K, Eide, MH, Lundqvist, M & Mattsson, B 1998, 'The feasibility of including sustainability in LCA for product development', *J Clean Prod*, 6(3–4):289–298.
- Bachmann, TI 2013, 'Towards life cycle sustainability assessment: drawing on the needs project's total cost and multi-criteria decision analysis ranking methods', *Int J Life Cycle Assess*, 18:1698–1709.
- Back, N, Acires, D, Silva, JC & Ogliari, A 2008, *Projeto Integrado de Produtos: Planejamento, Concepção e Modelagem*, Editora Manole. Barueri, São Paulo.
- BSI 2002, *ISO/TR 14062:2002 Environmental Management – Integrated Environmental Aspects into Product Design and Development*, BSI, London.
- Clancy, G, Fröling, M & Svanström, M 2013, 'Changing from petroleum to wood-based materials: critical review of how product sustainability characteristics can be assessed and compared', *Journal of Cleaner Production*, 39: 372-385.
- El Margani, VGR 2011, *Modelo de Processo de Design*, Blücher Acadêmico, São Paulo.
- Gray, DE 2012, *Pesquisa no Mundo Real*, Penso, 2 ed., Porto Alegre.
- Hallstedt, SI, Thompson, AW & Lindahl, P 2013, 'Key elements for implementing a strategic sustainability perspective in the product innovation process', *Journal of Cleaner Production*, 51:277-288.
- Heinimann, HR 2012, 'Life cycle assessment (LCA) in forestry-state and perspectives', *Croatian Journal of Forest Engineering*, 33(2):357(16).
- ISO 2006, *ISO 14040:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*, ISO, Geneva.
- Klöpffer, W 2008, 'Life cycle sustainability assessment of products', *Int J Life Cycle Assess*, 13(2):89–95.
- Mattioda, RA, Fernandes, PT, Detoro, S, Casela, JL & Canciglieri Junior, O 2013, 'Principle of triple bottom line in the integrated development of sustainable products', *Chemical Engineering Transactions*, 35:199-204.
- Othman, MR, Repke, J, Huang, Y & Wozny, G 2010, 'A Modular Approach to Sustainability Assessment and Decision Support in Chemical Process Design', *Ind. Eng. Chem. Res*, 49:7870-7881.
- Pahl, G & Beitz, W 1996, *Engineering Design: a systematic approach*, Springer Verlag, **Berlin**.
- Parent, J, Cucuzzella, C & Revéret, JP 2013, 'Revisiting the role of LCA and SLCA in the transition towards sustainable production and consumption', *Int J Life Cycle Assess*, 18:1642–1652.
- Pesonen, HL & Horn, S 2013, 'Evaluating the Sustainability SWOT as a streamlined tool for life cycle sustainability assessment', *Int J Life Cycle Assess*, 18:1780–1792.
- Ramani, K, Ramanujan, D, Bernstein, WZ, Zhao, F, Sutherland, J, Handwerker, C, Choi, J, Kim, H & Thurston, D 2010, 'Integrated Sustainable Life Cycle Design: A Review', *Journal of Mechanical Design*, v.132.
- Rauniar, R, Rawski, G & Meacham, J 2007, 'Collective Ambition, Creative Chaos, Information Redundancy and Shared Knowledge in Integrated Product Development – Case Study', *Journal of Information & Knowledge Management*, 6(2):79–89.
- Romeiro Filho, E 2010, *Projeto do Produto*, Elsevier, Rio de Janeiro.
- Sala, S, Farioli, F & Zamagni, A 2013, 'Life cycle sustainability assessment in the context of sustainability science progress (part 2)', *Int J Life Cycle Assess*, 18:1686–1697.
- Simões, CL, Pinto, LMC, Simões, R & Bernardo, CA 2013, 'Integrating environmental and economic life cycle analysis in product development: a material selection case study', *Int J Life Cycle Assess*, 18:1734–1746.
- Tingström, J, Swanströmb, L & Karlsson, R 2006, 'Sustainability management in product development projects - the ABB experience', *Journal of Cleaner Production*, 14:1377-1385.
- UNEP/SETAC 2011, 'Towards a Life cycle sustainability assessment: making informed choices on products', *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*.
- Vinodh, S & Ratthod, G 2011, 'Application of ECQFD for enabling environmentally conscious design and sustainable development in an electric vehicle', *Clean Techn Environ Policy*, 13:381-396.

Il problema dell'allocazione nei processi multifunzionali: la produzione di allumina da alluminio secondario

Autori: Giovanni Dotelli¹, Vito D'Incognito²

¹Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G. Natta",
Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano

²TAKE CARE INTERNATIONAL, Via Vallazze 95, 20131 Milano

giovanni.dotelli@polimi.it

Abstract

L'analisi del ciclo di vita dell'allumina prodotta nell'impianto di produzione dell'alluminio secondario di un'azienda italiana ha offerto un interessante caso di studio in materia di multifunzionalità e allocazione. Il presente lavoro vuole essere una riflessione metodologica a partire da un processo secondario apparentemente semplice, ma con numerosi spunti di analisi critica. Allo stato attuale è conclusa la fase di inventario e si sta mettendo a punto il modello per descrivere il processo.

Il prodotto in questione è una materia prima secondaria ricca in ossidi metallici, in particolare allumina, che viene ottenuta dal trattamento delle scorie saline del processo di fusione dell'alluminio secondario. Nell'impianto analizzato il trattamento delle scorie saline è realizzato in un'area dedicata che è ben differenziata dall'area riservata alla produzione dell'alluminio secondario. Il trattamento delle scorie saline porta alla produzione di almeno tre prodotti con valore commerciale: una miscela di sali misti di potassio e sodio cloruro, ossidi di metallo ricchi principalmente in allumina e granella di alluminio metallico. Parte della granella di alluminio viene re-inviata ai forni fusori della stessa azienda, ma una parte può essere anche venduta. In funzione delle esigenze produttive, i sali recuperati possono anch'essi essere commercializzati o riutilizzati internamente. Nel complesso quindi la produzione di allumina può essere vista come un processo che realizza almeno tre prodotti rivendibili.

Nella letteratura attuale riguardante l'LCA dell'alluminio secondario non si considera questo processo di recupero.

1. Introduzione

Come è noto, la produzione di alluminio primario è un processo estremamente energivoro (Embodied Energy superiore a 200 MJ/kg, ICE database 2011) e conseguentemente il materiale prodotto ha impatti relativamente elevati (EAA, 2013). Tuttavia, l'alluminio è un materiale facilmente riciclabile e la produzione di alluminio secondario è largamente diffusa in tutti i paesi industrializzati ed emergenti. Nel 2010 furono prodotti circa 4,3 milioni di ton di alluminio riciclato nella sola Europa (<http://www.alueurope.eu/>).

Negli impianti di produzione dell'alluminio secondario sono prodotte anche grandi quantità di scorie saline. Le scorie saline possono essere trattate per recuperare i sali utilizzati nella fusione del rottame di alluminio e gli ossidi metallici prodotti durante la fusione. Gli ossidi metallici così recuperati sono ricchi in allumina e costituiscono una materia prima secondaria per tutti quei processi industriali che richiedono principalmente fonti di ossidi di alluminio (Bruckard and Woodcock, 2009).

Un importante produttore nazionale di alluminio secondario ha messo a punto nel suo impianto produttivo un processo di produzione di allumina da scorie saline. Tale prodotto è una materia prima molto apprezzata nell'industria dei materiali edili (cemento, fibre minerali, laterizi).

Il produttore ha deciso di intraprendere un percorso di valorizzazione del proprio prodotto attraverso la Certificazione Ambientale di Prodotto (ISO14025) volendo ottenere la marchiatura EPD (www.environdec.com).

Con questo obiettivo è stato intrapreso uno studio LCA, che ha offerto l'opportunità di un interessante caso di studio in materia di multifunzionalità e di allocazione. Lo studio LCA è ancora in corso e al momento è stata conclusa la fase di inventario.

Nell'attuale letteratura riguardante la produzione di alluminio secondario il recupero di allumina da scorie saline non viene considerato e questo flusso materiale viene trattato alla stregua di un rifiuto (EAA, 2013). Perciò, non si è trovata nessuna valutazione LCA di allumina da produzione di alluminio secondario. Pertanto, il presente studio rappresenterebbe il primo caso di valutazione di prestazione ambientale di un siffatto materiale.

2. Scopo e campo di applicazione

L'obiettivo principale dello studio LCA e della marchiatura EPD che si vuole ottenere è quello di valorizzare l'allumina prodotta dalla lavorazione delle code di produzione dell'alluminio secondario. Questo materiale essendo ottenuto da un processo collaterale dell'alluminio secondario ha sofferto negli anni della fama di sottoprodotto povero di una produzione assai più ricca.

2.1. Unità funzionale

Conformemente a questo obiettivo è stata scelta come unità funzionale la produzione di 1 ton di allumina (20% umidità).

Per semplicità chiameremo il prodotto allumina pur essendo un materiale di composizione più complessa. L'allumina ottenuta per questa via è un materiale granulare fine con oltre il 70 % di frazione granulometrica inferiore ai 125 μm , di colore grigio scuro e odore leggermente ammoniacale. Si tratta di un materiale di natura inorganica minerale costituito principalmente da ossido di alluminio (Al_2O_3 o allumina), in quantità variabile tra il 60% e 80%, e da altri ossidi inorganici tra cui i principali sono: ossido di silicio (SiO_2 o silice), ossidi misti di ferro e ossido di magnesio (MgO). Sono presenti anche piccole quantità di alluminio metallico (1-6%). Il materiale può avere un contenuto di umidità variabile tra il 10-35% al momento della produzione, che diminuisce sensibilmente con la maturazione nello stabilimento produttivo. In generale, viene commercializzato con un contenuto medio di umidità del 20%, che è compreso nell'unità funzionale. Il materiale è classificato non pericoloso; essendo però in forma granulare potrebbe causare irritazione per abrasione. Inoltre, poiché il pH è inferiore a 11,5 non rientra nelle sostanze considerate corrosive.

2.2. Il processo produttivo

La produzione di allumina avviene in concomitanza con la produzione di alluminio "secondario". Il processo di produzione dell'alluminio secondario è particolarmente importante in quei paesi privi di materia prima minerale (bauxite) per la produzione di alluminio primario. Inoltre, la qualità dell'alluminio secondario è assolutamente comparabile in termini di proprietà meccaniche e chimico-fisiche a quella dell'alluminio primario.

Nell'impianto considerato in questo studio, la produzione di alluminio secondario risulta essere un processo multifunzionale, i cui due principali prodotti sono chiaramente l'alluminio secondario sottoforma di semilavorati (tipicamente lingotti) e allumina in forma granulare, oltre eventualmente a sottoprodotti di minore rilevanza economica quali cloruro di ammonio e altri cloruri. Normalmente questi ultimi vengono riutilizzati nel processo produttivo dell'alluminio secondario stesso (riciclo a circuito chiuso) che necessita di cloruro di potassio e di sodio; tuttavia, in talune situazioni di sovra-produzione tali sali possono essere commercializzati per altri usi (principalmente come antigelo per strade). Non tutti gli impianti di produzione dell'alluminio secondario sono comunque dotati della linea di produzione di allumina.

Nella fusione del rottame di alluminio vengono aggiunti sali inorganici quali cloruro di sodio (NaCl) e cloruro di potassio (KCl) al fine di ottimizzare il recupero di alluminio metallico; inoltre, la presenza dei sali protegge anche l'alluminio fuso da una eccessiva ossidazione dovuta al contatto del bagno con l'atmosfera. Durante questo processo la miscela salina si arricchisce di ossidi metallici, e prevalentemente di ossido di alluminio. La separazione tra i due prodotti, alluminio fuso e scoria salina, avviene al momento della colata in lingottiera. Infatti, la miscela di sali tende a rimanere in superficie per una differenza di densità.

A questo punto la scoria salina solida arricchitasi in ossidi metallici viene inviata ad un processo completamente separato dal precedente.

Dopo essere stata tritata, macinata e vagliata in un processo di trattamento a secco, la polvere così ottenuta viene inviata ad un impianto di trattamento ad umido. Le polveri vengono disciolte in acqua con aggiunta di un correttore di basicità e si forma una salamoia. Infatti, l'elevata solubilità dei cloruri di sodio e potassio garantisce la completa dissoluzione di questi sali lasciando insoluti gli ossidi metallici che si vogliono recuperare. A questo punto un processo di filtrazione e lavaggio con sola acqua consente di separare la fase solida ricca in ossidi di alluminio dalla fase liquida che ha disciolto i sali. Il prodotto solido umido così ottenuto viene inviato a maturazione, che consiste semplicemente in un processo naturale di evaporazione dell'acqua in eccesso. La salamoia, invece, viene inviata ai cristallizzatori e da quest'ultimo processo si recuperano l'acqua inizialmente utilizzata per la dissoluzione della miscela salina e i sali.

Nel complesso il processo di produzione dell'alluminio secondario è privo di residui e rifiuti, poichè i sali vengono recuperati in maniera quasi integrale (talvolta si rende necessaria una minima integrazione annuale del materiale), l'acqua è utilizzata a circuito chiuso ed è necessario solamente il reintegro della quantità persa per evaporazione e gli ossidi metallici sono recuperati e vanno a costituire il prodotto oggetto di studio.

Il processo nel suo complesso non fa uso di additivi chimici, fatto salvo un correttore di pH a base di soda nella fase iniziale, che quindi va solo ad aggiungere altri ioni sodio alla salamoia. Gli impianti di produzione dell'alluminio secondario, infatti, non necessitano di particolari presidi ambientali, che sono limitati ad un controllo degli scarichi in aria per l'abbattimento delle polveri e dell'ammoniaca. L'abbattimento di ammoniaca avviene mediante torri di lavaggio con acido solforico da cui si produce solfato d'ammonio che viene anch'esso rivenduto come sottoprodotto del processo di produzione dell'alluminio secondario. Per semplicità di trattazione e per lo scarso valore commerciale è stato in questa prima fase di studio considerato come un surplus del sistema.

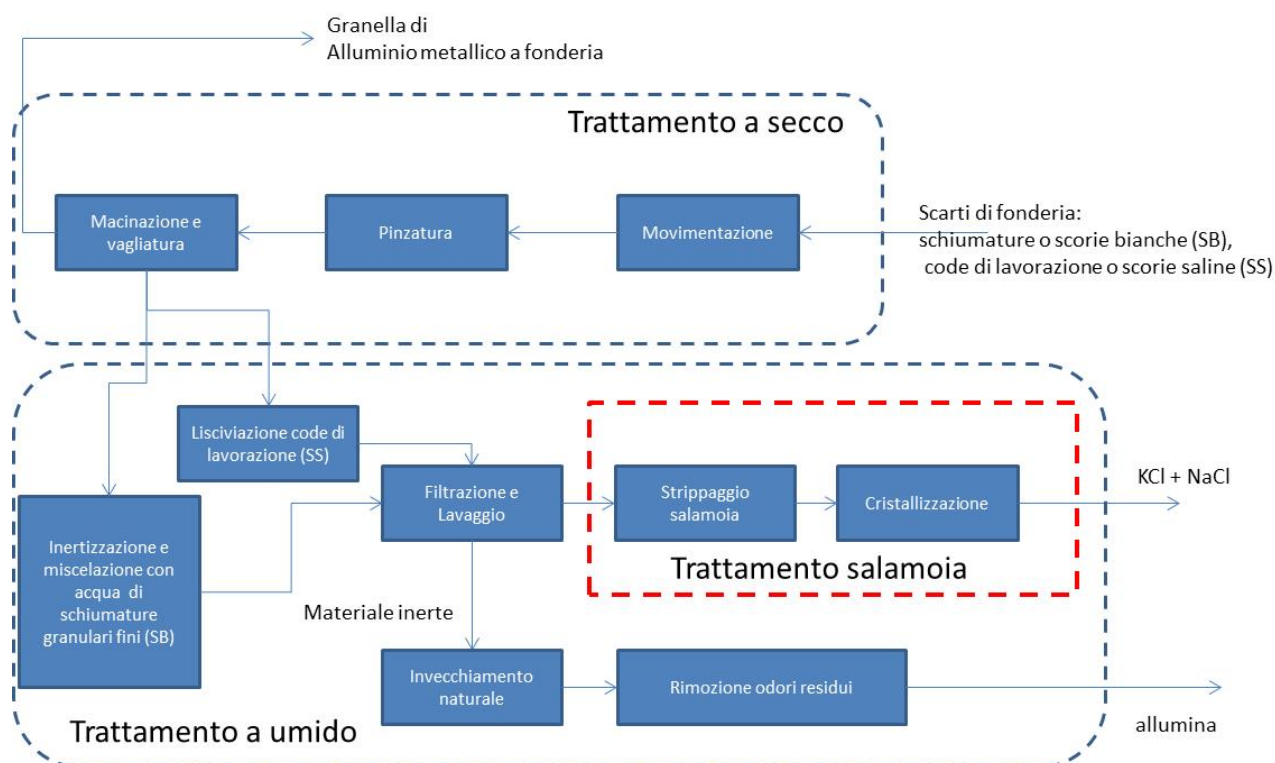


Figura 1: Schema di flusso del processo di produzione di allumina

2.3. I confini del sistema

La possibilità di disaccoppiare completamente il processo produttivo dell'alluminio secondario da quello dell'allumina consente di effettuare uno studio completamente separato delle due linee di produzione. Anche dal punto di vista delle unità di processo e della localizzazione fisica delle apparecchiature di processo tale separazione risulta agevole.

Pertanto, la produzione di allumina può essere modellata come un processo a se stante. Nel presente modello si è deciso di rappresentare il processo multistadio suddiviso in due macro-processi:

- trattamento a secco che consiste essenzialmente nella frantumazione, macinazione e vagliatura delle materie prime,
- trattamento ad umido (lisciviazione, filtrazione, cristallizzazione, maturazione)

Gli output tecnologici principali del processo sono riportati in Figura 1, insieme allo schema di flusso.

3. Analisi di inventario

In Tabella 1 sono riportati i principali flussi di materia ed energia del processo suddivisi nelle due macro-aree di processo, riferiti all'unità funzionale.

In particolare, il trattamento delle code di lavorazione della fonderia genera i seguenti prodotti:

- Allumina, prodotto commercializzato
- Sali misti (50% NaCl – 50% NaCl), prodotto riutilizzato in fonderia
- Granella di alluminio, prodotto riutilizzato in fonderia.

Flusso	UM/UF	Quantità	Note
<u>Trattamento a secco</u>			
Scorie Saline (SS)	ton/UF	1.712	Input
Scorie Bianche (SB)	ton/UF	0.114	Input
Energia elettrica	kWh/UF	22.64	Input
Granella da SS	ton/UF	0.137	Output
Granella da SB	ton/UF	0.068	Output
<u>Trattamento a umido</u>			
Scorie saline	ton/UF	1.575	Input
Scorie bianche	ton/UF	0.046	Input
Energia elettrica	kWh/UF	175.03	Input
Metano	Nm ³ /UF	98.86	Input
Allumina (umidità 20%)	ton/UF	1.000	Output
Sale misto (umidità 5%)		0.827	Output

Tabella 1: Principali flussi di massa e di energia

3.1. Le procedure di allocazione

La presenza di tre co-prodotti impone che si utilizzi la procedura di allocazione in assenza di possibilità di allargamento del sistema.

Allargare il sistema, però, in questo caso comporterebbe ricomprendere entro i confini del sistema anche la produzione di alluminio secondario che è in parte il recettore della granella di alluminio e dei sali. Questa ipotesi è non percorribile in quanto si riproporrebbe poi il problema della allocazione da effettuare tra alluminio secondario ed allumina, due prodotti troppo diversi per essere comparati su base fisica.

In alternativa, si potrebbero invece considerare i sali e la granella come prodotti evitati. Per quanto riguarda i sali chiaramente questo approccio non sarebbe molto complesso in quanto vengono effettivamente acquistati ed esiste quindi un processo industriale sostitutivo da includere entro i confini allargati. Più complesso è invece il problema della granella di alluminio che dovrebbe essere assimilata a rottame di alluminio pur avendo una qualità superiore a molti prodotti di scarto usati come materia prima nella produzione di alluminio secondario.

La procedura di allocazione risulterebbe quindi più naturale, anche se la scelta del criterio di allocazione non è facile.

In Tabella 2 sono riportati i fattori di allocazione che si otterrebbero applicando un criterio basato puramente sulla massa ed uno di tipo economico.

Il criterio basato sulla massa attribuisce un carico simile ai due principali prodotti del processo, mentre il criterio economico è profondamente sbilanciato.

Flusso	Fattori di allocazione in massa	Fattori di allocazione economici
Allumina	49,2%	2,8%
Sali misti	40,7%	46,2%
Granella di alluminio	10,1%	51,0%

Tabella 2: Fattori di allocazione calcolati in base alle masse prodotte o ai ricavi economici stimati

L'enorme divario è dovuto al fatto che il costo dell'allumina ottenuta per questa via è quello tipico di una materia prima povera, mentre quello dei sali e della granella di alluminio (assimilata ad un alluminio secondario grezzo) sono i costi di un tipico prodotto industriale.

4. Conclusioni

La produzione di allumina da scoria salina proveniente dalla produzione dell'alluminio secondario è un processo industriale tecnologicamente relativamente semplice, che però dal punto di vista della LCA pone dei problemi metodologici interessanti relativi ai confini del sistema e alle procedure di allocazione.

È possibile disaccoppiare tale processo da quello dell'alluminio secondario a patto di considerare la scoria salina una materia prima secondaria, sgravando in questo modo la produzione dell'alluminio del carico ambientale di questo sottoprodotto nella logica dell'end-of-waste previsto dalla norma UNI EN 15804.

Questa prospettiva appare giustificata dal fatto che l'impianto in questione effettivamente tratta anche flussi di scorie saline provenienti da altri impianti di produzione dell'alluminio secondario.

In questa prospettiva, rimane comunque aperto il problema di come allocare gli impatti tra i diversi prodotti utili del processo. L'allocazione economica si è in realtà rivelata profondamente sbilanciata a favore di quei flussi che possono essere assimilati a prodotti maturi e che quindi hanno un valore di mercato stabile e ben assodato.

Al contrario, il criterio di allocazione basato sulle masse prodotte sembra molto più equilibrato, ma si fonda su una equivalenza tra materiali che sono in realtà profondamente diversi.

Nonostante nessuno dei due approcci sembri pienamente soddisfacente, il criterio economico appare più robusto.

5. Bibliografia

Bruckard W.J., Woodcock J.T., 2009, 'Recovery of valuable materials from aluminium salt cakes', Int. J. Miner. Process. Vol. 93, pp. 1-5

EAA (European Aluminum Association), Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry, <http://www.alueurope.eu/>, 2013

Geoff Hammond & Craig Jones, Inventory of Carbon & Energy (ICE), Version 2.0, <http://www.circularecology.com/> 2011

ISO 14025: 2006, Environmental labels and declarations — Type III environmental declarations — Principles and procedures

UNI EN 15804: 2012, Sostenibilità delle costruzioni - Dichiarazioni ambientali di prodotto - Regole chiave di sviluppo per categoria di prodotto

CARBON FOOTPRINT



Carbon Footprint degli alimenti: costruzione di una banca dati per il progetto Meneghina Express

Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli¹, Pietro Alexander Renzulli¹, Agata Lo Giudice¹,
Nicola Colombo², Elena Costantino²

¹Dipartimento Jonico in sistemi giuridici ed economici del Mediterraneo – Società, ambiente, culture –
Università degli Studi di Bari. Via Lago Maggiore ang. Via Ancona s.n., 74100, Taranto

²Selerant Srl - Via Leonardo da Vinci n.19 - 20060 Cassina de' Pecchi (MI)

e-mail: giuseppe.tassielli@uniba.it

Abstract

Meneghina Express è un viaggio durato 44 giorni da Shanghai a Milano, lungo 13 mila chilometri, su moto elettriche che rappresenta un percorso di mobilità elettrica e alimentazione sostenibile. Il viaggio si è proposto oltre alla promozione della mobilità sostenibile anche l'obiettivo di raccogliere conoscenze e best practices di produzione e consumo alimentare lungo tutto il tragitto. In questo contesto, l'Università di Bari ha realizzato una banca dati che ha permesso di valutare il carico ambientale legato ai vari alimenti in termini di carbon footprint. Partendo dalle banche dati della FAO, si è stimata la carbon footprint dei singoli alimenti consumati in ciascun paese, stilandone l'inventario del ciclo di vita. Il risultato è stato una sorta di pagella della sostenibilità, grazie alla quale poter mettere a confronto la sostenibilità dei diversi cibi incontrati lungo il viaggio con quella della dieta mediterranea.

1. Introduzione

Negli ultimi due decenni diversi studi hanno dimostrato che la maggior parte delle catene alimentari non è sostenibile a causa dell'impatto ambientale che si verifica in diverse fasi del ciclo di vita. Il contributo dei prodotti del settore alimentare e delle bevande all'impatto ambientale attribuibile al consumo privato secondo il progetto dello European Science and Technology Observatory (ESTO) su "Environmental Impact of Products" (EIPRO) del 2006 si può stimare in una cifra che va dal 22 al 34% (Tukker et al., 2006). Il consumo di alimenti nel Regno Unito è responsabile del 19% delle emissioni globali di gas a effetto serra (GHGs) calcolate nel 2008 così come, secondo la United Nations Food and Agriculture Organisation al settore dell'allevamento di bestiame si può associare l'emissione del 18% di GHGs a livello globale (McLaren, 2010). Nell'ottica della ricerca di possibili indicazioni per una produzione ed un consumo alimentare sostenibili, sono state impiegati per più di quindici anni vari strumenti di sostenibilità, fra cui il *Life cycle assessment* (LCA), che è stato utilizzato prevalentemente per individuare l'impatto ambientale degli alimenti durante tutto il loro ciclo di vita e per sostenere il processo decisionale in materia ambientale (Notarnicola et al., 2012a).

In questo contesto si situa il progetto Meneghina Express: si tratta di un viaggio durato 44 giorni da Shanghai a Milano, lungo 13 mila chilometri, su moto elettriche che rappresenta un percorso parallelo sui temi della mobilità elettrica e dell'alimentazione sostenibile. Il viaggio si è proposto come scopo oltre alla promozione della mobilità sostenibile, dimostrando che imprese avventurose come la Shanghai-Milano si possono realizzare facendo affidamento sulle energie rinnovabili, anche l'obiettivo di raccogliere conoscenze e *best practices* di produzione e consumo alimentare lungo tutto il tragitto, dalla città cinese a quella meneghina. Poiché i temi affrontati costituiscono anche oggetto di interesse per l'Expo2015 che si terrà a Milano, l'organizzazione dell'Expo ha conferito la sponsorizzazione dell'iniziativa. Il viaggio, ideato e affrontato da Nicola Colombo e dal suo team, è partito da Shanghai e si è diretto a Nord, passando da Pechino. Successivamente ha attraversato la Mongolia e il deserto dei Gobi dove i mezzi e la nutrizione sono stati messi a dura prova, passando dai 50 °C del deserto al freddo dei passi montani a più di 3.500 m di altitudine.

Dopo aver affrontato la steppa del Kazakhstan, con un paesaggio piatto e desolato per 3500 km la spedizione è approdata in Russia a Stalingrado (attuale Volgograd) per arrivare rapidamente nel cuore dell'Europa; sono stati attraversati Ucraina, Moldavia, Romania, Serbia e Croazia, per giungere a destinazione in Italia, a Milano. In tutto nove paesi con culture e tradizioni alimentari assai diverse, 12.379 km per 350 ore in sella alla moto elettrica, 297 ricariche delle batterie.

In questo progetto, l'Università di Bari ha realizzato una banca dati che ha permesso di valutare il carico ambientale legato ai vari alimenti in termini di *carbon footprint*. Partendo dalle banche dati della FAO, si è stimata la *carbon footprint* dei singoli prodotti, stilando l'inventario del ciclo di vita sia di prodotti primari (agricoli e di allevamento) che di prodotti trasformati. Questo lavoro è stato realizzato per ciascun paese, perché sulla base del mix energetico e di altre variabili di produzione, ogni singolo paese produce beni alimentari primari e trasformati con una carbon footprint diversa.

In verità, per valutare il carico ambientale dei prodotti nell'industria alimentare si sta assistendo ad una crescita di importanza della *carbon footprint* e della *water footprint* che 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, ed anche nella presente iniziativa si è concentrata l'attenzione solo sulla *carbon footprint*.

Data l'importanza degli ulteriori impatti nel settore agro-alimentare, un approccio "*comprehensive*", che consideri non una ma più categorie di impatto, sarebbe maggiormente auspicabile (Notarnicola et al., 2012b). Nel seguito del paper saranno descritte le metodologie e le fonti di dati utilizzate per la redazione della banca dati e i risultati in termini di pagella della sostenibilità ottenuti durante il viaggio.

2. La banca dati per il calcolo della *carbon footprint* degli alimenti

Il lavoro di costruzione della banca dati per il calcolo della *carbon footprint* degli alimenti è partito dall'analisi dei dati esistenti nella letteratura scientifica LCA su prodotti alimentari (agricoli e trasformati). In via preliminare sono state considerate le banche dati di LCA validate, come Ecoinvent (la banca dati principale di LCA), Foodcadk oltre che altri dati LCA dati provenienti da dichiarazioni ambientali di prodotto. Successivamente, nello specifico, come fonti di dati di inventario sono state utilizzate le banche dati della FAO, che dettagliano per ciascun paese le tipologie di prodotti alimentari, gli ettari coltivati, i consumi di fertilizzanti, le emissioni totali di CO₂ e di altri gas serra sia nella fase agricola che negli allevamenti (FAOSTAT, 2013).

A partire da questi dati, si è ricostruito la *carbon footprint* dei singoli prodotti, stilando l'inventario del ciclo di vita sia di prodotti primari (agricoli e di allevamento) che di prodotti trasformati. Per *carbon footprint* nel caso specifico va inteso il valore di CO_{2eq} associato alla produzione di un prodotto; sono stati inclusi nel calcolo della *carbon footprint* dei vari prodotti oltre alla CO₂ anche altri gas ad effetto serra quali CH₄ e N₂O.

Le fasi incluse negli inventari dei prodotti agricoli riguardano la fase agricola, la produzione di fertilizzanti e pesticidi, l'uso di fertilizzanti e pesticidi, i trasporti di prodotti ausiliari e finiti, la trasformazione ove prevista. Per i prodotti dell'allevamento si è tenuto conto anche della fermentazione enterica relativa al bestiame e della gestione del letame. Tutti i dati sono stati riferiti ad 1 kg di prodotto finito. Per la conversione da valori di emissione in termini assoluti a valori espressi come CO₂ equivalente sono stati utilizzati i fattori di caratterizzazione dell'IPCC (IPCC, 2007).

Il database FAOSTAT contiene i dati così come di seguito indicati: totale agricoltura, combustione di residui colturali, terreni coltivati, residui colturali, coltivazione del riso. Tutti questi inventari sono calcolati seguendo l'approccio Tier 1 indicato nelle linee guida dell'IPCC per la redazione degli inventari nazionali dei gas serra (IPCC, 2006).

Per gli impatti degli allevamenti gli inventari contenuti nel database FAOSTAT sono i seguenti, anch'essi calcolati seguendo l'approccio *Tier 1* indicato in IPCC 2006 Vol. 4, cap. 10:

Gestione del letame: le emissioni di gas serra derivanti dalla gestione del letame sono costituite da metano e protossido di azoto prodotti dai processi di decomposizione aerobica e anaerobica del letame.

Fermentazione enterica: include le emissioni di gas serra costituite da gas metano prodotto nei sistemi digestivi dei ruminanti e, in misura minore, di non ruminanti.

Il calcolo della *carbon footprint* specifica per prodotto è stato realizzato anche per ciascun paese, perché sia il mix energetico che i fattori di produzione e i rendimenti in termini di prodotti utili sono differenti per ciascuno dei paesi esaminati. Il calcolo del mix energetico e la sua traduzione in anidride carbonica equivalente si è basato sulle banche dati dell'IEA – Agenzia Internazionale dell'Energia (IEA, 2013). Il risultato relativo ai prodotti agricoli non trasformati è stato quello di realizzare una banca dati, suddivisa per paese, costituita da 136 prodotti che, per brevità, non viene riportata nella presente nota.

Per il calcolo della *carbon footprint* relativa ai diversi tipi di latte nei vari paesi sono stati impiegati i dati relativi al rendimento per capo di bestiame all'anno riportati in Tabella 1.

È stata fatta anche una differenziazione fra gli allevamenti estensivi e liberi e quelli intensivi; in questo caso risulta che gli animali al pascolo hanno un impatto minore in termini di CO_{2eq.} rispetto agli allevamenti in cui si ha anche l'impiego di foraggio (perché alla fermentazione enterica e alla decomposizione del letame si aggiunge la CO_{2eq.} legata alla produzione di foraggio). Tuttavia gli allevamenti più intensivi risultano meno impattanti di quelli estensivi a causa dei diversi rendimenti in termini di prodotti ottenuti a parità di emissione.

	Cina	Mongolia	Kazakhstan	Russia	Moldavia	Ucraina	Romania	Serbia	Croazia
Bufala	543,3	0	0	0	0	0	0	0	0
Cammello	200,0	186,4	0	142,9	0	133,3	0	0	0
Mucca	3003,0	479,5	1893,0	3857,2	3405,2	4175,0	3775,9	2921	4246,1
Capra	159,5	17,4	42,3	309,3	130,5	498,4	0	0	307,9
Pecora	38,2	12,8	89,1	42,7	34,3	86,6	83,6	55,2	145,3

Tabella 1: Rendimento in termini di latte/capo di bestiame in un anno nei vari paesi (in kg)

	Cina	Mongolia	Kazakhstan	Russia	Moldavia	Ucraina	Romania	Serbia	Croazia
Bufalo	2,231								
Cammello	5,105	7,001		10,295		8,656			
Bovino	0,647	9,599	1,217	0,679	0,714	0,511	0,665	0,760	1,022
Capra	0,689	7,768	2,903	0,513	1,060	0,250			0,844
Pecora	2,859	10,302	1,369	3,703	4,012	1,429	1,628	2,431	1,783

Tabella 2: Carbon Footprint del latte prodotto nei vari paesi (in kg di CO_{2eq}/kg di latte)

La Tabella 2 mostra invece il risultato in termini di *carbon footprint* del latte prodotto nei vari paesi, espressa in kg di CO_{2eq}/kg di latte prodotto. Si può osservare come in taluni casi i risultati siano molto divergenti; va, pertanto, indagato il motivo dei risultati di impatto più elevati per alcuni paesi.

Se si confronta l'impatto del latte di mucca da allevamento intensivo in Europa con quello in Mongolia si ottiene circa 1 kg di CO_{2eq}/kg contro circa 10 kg di CO_{2eq}/kg del latte mongolo.

La causa dei risultati così divergenti va cercata nei bassissimi rendimenti in termini di prodotto. Infatti il database della FAO riporta appena 479,5 kg di latte per capo bovino all'anno in Mongolia contro, ad esempio, i 3003 kg in Cina o i 3857,2 kg in Russia. Questo significa che mentre l'animale si nutre e genera fermentazione enterica e letame, allo stesso tempo produce poco latte. Lo stesso discorso vale anche per le altre tipologie di latte (da capra, da pecora ecc.). Questo risultato è ben noto in letteratura; a tal riguardo si confronti Gerber et al. (2011).

Analisi su scala globale hanno chiaramente dimostrato che le emissioni di gas a effetto serra diversi dalla CO₂ (cioè metano enterico e protossido di azoto) sono inversamente correlate alla produttività degli animali. Animali che producono di più allo stesso tempo consumano più alimenti, producono più letame ed emettono maggiori quantità di gas serra in valore assoluto attraverso la fermentazione enterica o durante lo stoccaggio e la gestione del letame, rispetto ad animali che hanno una bassa produttività. Se ci si riferisce al prodotto ottenuto, tuttavia, gli animali ad alta produttività di solito mostrano emissioni di gas serra inferiori rispetto agli animali che producono meno. Pertanto, incrementare la produttività degli animali rappresenta una strategia di successo per mitigare le emissioni gas serra associate ai sistemi di produzione del bestiame (Hristov et al., 2013).

Risultati analoghi sono stati ottenuti anche per la carne. Anche in questo caso esiste una netta divergenza dei dati di emissione riferiti a paesi diversi, dovuta ai differenti rendimenti ottenuti come nel caso precedente del latte. Complessivamente la banca dati è costituita da 411 prodotti per i quali è stata calcolata la *carbon footprint*; in particolare per 188 prodotti l'indicatore è stato calcolato anche per singolo paese attraversato mentre per i restanti 223 prodotti sono stati raccolti dati di letteratura e da banche dati.

3. La pagella della sostenibilità

Grazie alla costruzione di singoli inventari dei prodotti alimentari tipici di ciascun paese e grazie anche alla ricostruzione del mix energetico di ogni singolo paese, dunque, è stato possibile calcolare la *carbon footprint* di ciascun alimento assaporato durante il viaggio. L'alimentazione è stata ovviamente molto varia a seconda del paese attraversato.

In Cina l'alimentazione di Nicola Colombo e del suo team è stata prevalentemente a base di riso, pasta, pane, uova, verdura e frutta, con solo due puntate su carne e piccole quantità di latticini.

Nelle steppe mongole, invece, l'alimentazione è stata prevalentemente a base di latte e derivati e di carne. Infatti, i Mongoli, che ancora praticano il nomadismo, hanno a disposizione una quantità notevole di latte e carne.

Gli alimenti mangiati sono stati quindi in numero molto limitato: tra questi, una pasta di grano tenero, latte di cammello e capra, burro, carne di pecora e qualche patata e cipolla, uniche verdure trovate. Purtroppo la Mongolia, fondamentalmente, non ha terreni arabili e di conseguenza ci sono pochissimi vegetali, che normalmente sono addirittura importati dalla Cina. La dieta mongola non risulta pertanto bilanciata in quanto sono praticamente assenti gli alimenti di origine vegetale; bisogna tuttavia notare che questa tradizione alimentare, ricca di proteine, dipende dal clima veramente freddo del paese. Durante l'inverno, Ulan Bator è la capitale più fredda al mondo in quanto si raggiungono -50°C ; per questo motivo una dieta ipercalorica con grassi e proteine è fondamentale per la sopravvivenza e di conseguenza meno confrontabile con la dieta mediterranea che si adatta ad un clima decisamente più mite.

Durante gli 11 giorni trascorsi in Kazakhstan il team ha continuato una dieta simile a quella mongola, basata prevalentemente sulla carne. Come per la Mongolia, si può constatare che anche la dieta kazaka non risulta bilanciata in quanto sono praticamente assenti gli alimenti di origine vegetale. Ovviamente ci si sta riferendo al tragitto effettuato, che è stato piuttosto a nord, passando da Astana, la seconda capitale più fredda al mondo. Nel sud del Kazakhstan invece, c'è più terreno coltivabile e quindi la dieta può sfruttare anche una serie di vegetali coltivati localmente.

Durante i 6 giorni trascorsi in Ucraina, la dieta è stata più continentale, più vicina a quella dell'Italia del nord, con qualche variante di pesce pescato nel Mar Nero.

A questo punto è stato possibile costruire una sorta di "pagella della sostenibilità" che riporta per ciascun paese la *carbon footprint* media giornaliera della dieta seguita, basata sui prodotti ingeriti in media durante il viaggio. I valori ottenuti sono stati confrontati con quelli della dieta mediterranea, tipica del nostro paese. Presumendo che la dieta osservata durante il viaggio potesse variare dalle 2.000 alle 2.500 kcal al giorno, la *carbon footprint* della dieta mediterranea di confronto si può considerare equivalente a 4,9 kg di CO_2 equivalente al giorno per l'assunzione di 2.000 kcal e di 6,1 kg di CO_2 equivalente al giorno in riferimento alle 2.500 kcal.

La Figura 1 riporta i dati di confronto della "pagella della sostenibilità" della dieta giornaliera osservata nei vari paesi; nella Figura viene inoltre riportata una linea orizzontale in corrispondenza del valore relativo alla dieta mediterranea. Si può osservare che il peggior risultato si è avuto nella dieta osservata in Mongolia a causa del consumo di latte e carne.

Infatti Nicola ha mangiato 1,850 kg di alimenti di origine vegetale per 0,54 kg di $\text{CO}_{2\text{eq.}}$, 0,55 kg di latte e derivati per 8,64 kg di $\text{CO}_{2\text{eq.}}$ e 0,3 kg di carne per 2,4 kg di $\text{CO}_{2\text{eq.}}$ oltre che 0,2 kg di prodotti trasformati per complessivi 0,1 kg di $\text{CO}_{2\text{eq.}}$.

Quindi il dato è così alto soprattutto a causa del latte e dei suoi derivati. In questo caso il mix elettrico ha inciso in maniera limitata perché gli alimenti sono prevalentemente consumati direttamente senza trasformazione (a parte il burro).

Per quanto riguarda la carne, Nicola ha mangiato solo carne di pecora o di capra con valori di $\text{CO}_{2\text{eq.}}$ di certo più bassi di quelli da bovino.

In conclusione, i risultati sono così alti perché la dieta ha visto l'impiego di alimenti a base di latte e derivati; gli alimenti a base di latte e derivati in Mongolia hanno impatti in termini di CO_{2eq} più elevati di altri paesi; questo dipende da allevamenti molto estensivi che producono rendimenti in termini di prodotto molto bassi, così come evidenziato in precedenza.

Il risultato migliore si è avuto in Cina a causa di una dieta a base quasi esclusivamente di alimenti di origine vegetale. In questo caso la dieta osservata è stata dettata soprattutto da esigenze di sicurezza alimentare e pertanto sono stati evitati gli alimenti a base di latte.

Le altre diete mostrano un profilo ambientale simile a quello della dieta mediterranea. Nella maggior parte dei casi la *carbon footprint* è dipesa dal consumo di carne.

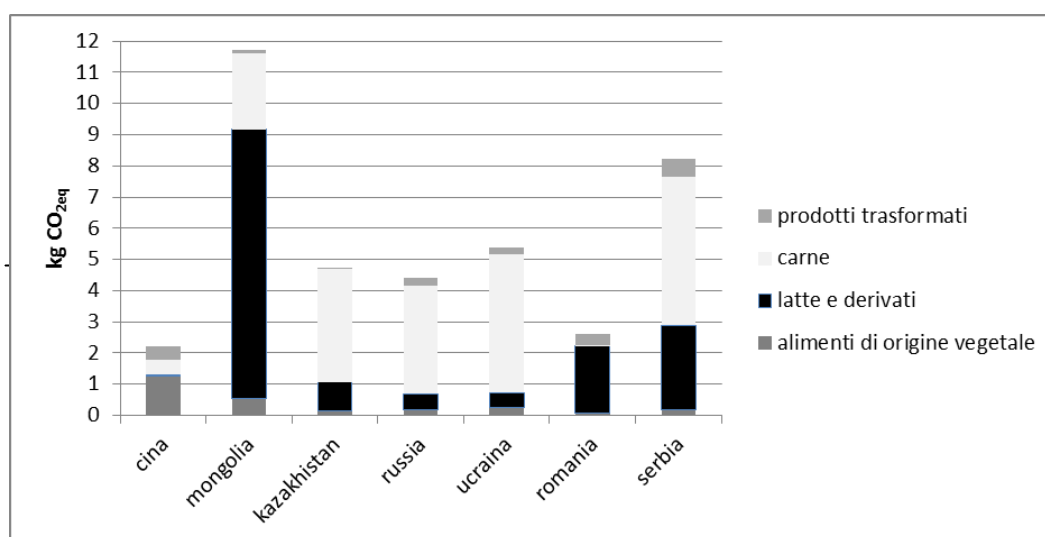


Figura 1: "Pagella della sostenibilità" della dieta giornaliera osservata nei vari paesi

4. Conclusioni

Il progetto Meneghina Express, che ha ottenuto il Guinness dei primati per distanza percorsa in moto elettrica, ha rappresentato senza dubbio un'ottima occasione per riportare l'attenzione sulla sostenibilità ambientale degli alimenti e delle diete. Allo stesso tempo è stato possibile raggiungere i risultati illustrati grazie alla sinergia fra Università e team di esplorazione.

In merito alla costruzione della banca dati per la valutazione della sostenibilità degli alimenti, si tratta di una banca dati relativa alla sola *carbon footprint*; l'inclusione di altri aspetti e di altre categorie d'impatto che potessero completare il quadro di sostenibilità è stata discussa ma poi esclusa per la mancanza di fonti di dati sufficientemente affidabili.

Complessivamente la banca dati è costituita da 411 prodotti per i quali è stata calcolata la *carbon footprint*; in particolare per 188 prodotti l'indicatore è stato calcolato anche per singolo paese attraversato mentre per i restanti 223 prodotti sono stati raccolti dati di letteratura e da banche dati.

Per molti dei prodotti il valore di *carbon footprint* calcolato risulta molto divergente da paese a paese a causa delle diverse tecniche di produzione e dei diversi rendimenti riscontrati.

Sulla base dei dati raccolti e dell'alimentazione osservata dal team durante il viaggio è stato possibile calcolare anche una sorta di "pagella della sostenibilità" delle diete seguite nei vari paesi e di confrontarle con la dieta mediterranea. Naturalmente i risultati sono riferibili solo all'esperienza effettuata e non considerabili rappresentativi della media nazionale. Ciò che emerge è che nei paesi più freddi le diete risultano ipercaloriche e basate sul consumo di carne, latte e derivati con un profilo di sostenibilità meno ecocompatibile.

In Cina, dove sono stati consumati quasi esclusivamente alimenti di origine vegetale, il risultato di carbon footprint giornaliera è stato molto più positivo e questo controbilancia il kWh della Cina basato per il 79% sul carbone.

In conclusione si può affermare che il tema della sostenibilità alimentare continuerà a rimanere al centro dell'attenzione con il crescere della consapevolezza da parte dei consumatori, ma necessita di strumenti tecnici e di fonti di dati affidabili ed esaustive per poter trovare una risposta scientifica alle tante problematiche ad esso collegate.

5. Bibliografia

FAOSTAT 2013, Food and Agriculture Organization of the United Nations – Statistics Division, <http://faostat.fao.org/>

Gerber P., Vellinga T., Opio C., Steinfeld H. 2011, Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livest. Sci.* 139:100–108.

Hristov A. N., Ott T., Tricarico J., Rotz A., Waghorn G., Adesogan A., Dijkstra J., Montes F., Oh J., Kebreab E., Oosting S. J., Gerber P. J., Henderson B., Makkar H. P. S., Firkins J. L. 2013, Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options, *J ANIM SCI* November 2013 vol. 91 no. 11 5095-5113

IEA 2013, International Energy Agency – Energy statistics, www.iea.org

IPCC 2006, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (Eds), IGES, Hayama, Japan.

IPCC 2007, Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Groups to the Fourth Assessment: Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

McLaren S J 2010, Life cycle assessment (LCA) of food production and processing: an introduction, Editors U. Sonesson, J. Belin, F. Ziegler, Environmental assessment and management in the food industry. Life cycle assessment and related approaches. Woodhead publishing. Cap. 3.

Notarnicola B., Hayashi K., Curran M.A., Huisingsh D. 2012a, Progress in working towards a more sustainable agri-food industry, *Journal of Cleaner Production*, Volume 28, June 2012, Pages 1–8

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A. 2012b, Modeling the Agri-Food Industry with Life Cycle Assessment. In: Curran M.A.. Life Cycle Assessment Handbook. p. 159-184, New York:Wiley.

Tukker A., Huppes G., Guinée J., Heijungs R., de Koning A., van Oers L., Suh S., Geerken T., Van Holderbeke M., Jansen B., Nielsen P. 2006 "Environmental impacts of products (EIPRO). Analysis of the life cycle environmental impacts related to the total final consumption of the EU-25", European Commission, Joint Research Centre (JRC), Institute for Prospective Technological Studies (IPTS), Sevilla, Spain.

La Carbon Footprint di un'organizzazione: il caso studio dell'Università di Milano Bicocca

Giacomo Magatti¹, Massimiliano Rossetti¹, Marina Camatini¹

¹Centro di Ricerca Polaris, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio,
Università degli Studi di Milano Bicocca
giacomo.magatti@unimib.it

Abstract

Nell'ambito dei provvedimenti volti alla riduzione dei gas clima-alteranti, l'Organisation Carbon Footprint rappresenta uno strumento di misura, rendicontazione e baseline per la riduzione delle emissioni di CO₂ equivalente. Questo strumento è alla base del progetto di Carbon Management, adottato dall'Università degli Studi di Milano Bicocca in accordo volontario con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Vengono quindi presentati i dati ottenuti per quattro edifici scientifici dell'Ateneo, relativi ai consumi energetici, al sistema di gestione dei rifiuti urbani e alla mobilità. Attraverso un approccio dettato dalla metodologia LCA, per ciascuno di questi 3 comparti sono state calcolate le emissioni di CO₂ equivalente generate direttamente o indirettamente, che rappresentano l'impronta climatica dell'organizzazione. Sulla base di questi risultati l'Ateneo sta avviando percorsi di riduzione delle emissioni promuovendo al contempo percorsi di sostenibilità sia strutturali sia comportamentali per i propri utenti.

1. Introduzione

Il V rapporto di valutazione dell'Intergovernamental Panel on Climate Change (IPCC) recentemente pubblicato, ribadisce come sia “estremamente probabile” che più della metà dell'aumento osservato della temperatura superficiale dal 1951 al 2010 sia stato provocato dall'effetto antropogenico sul clima (emissioni di gas-serra, aerosol e cambi di uso del suolo) (IPCC, 2013). Questa affermazione aumenta ulteriormente l'urgenza di intervenire per la riduzione delle emissioni di gas climalteranti in atmosfera in qualsiasi contesto.

Punto di partenza è la misura tramite la *Carbon Footprint* (CF - impronta di carbonio) delle emissioni prodotte da un sistema al fine di poter avviare percorsi per la loro riduzione e sviluppare protocolli alternativi che possano garantire le medesime performance in termini di efficienza del sistema ma al contempo riducendo, o azzerando, la sua impronta sul clima (Pernigotti 2013). Anche la Commissione Europea raccomanda “l'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita di prodotti e organizzazioni” (2013/179/UE, G.U. del 04/05/2013): valutare l'impronta ambientale è quindi necessario anche per le organizzazioni (OEF - Organization Environmental Footprint). All'interno delle strutture organizzative vi è quindi una nuova variabile gestionale da monitorare: l'impronta ambientale e in particolare l'impronta di carbonio, base per azioni di riduzione delle emissioni ed eventuale compensazione di quelle residue.

In questo ambito si inserisce il progetto “Carbon Management dell'Università di Milano Bicocca”, finalizzato a calcolare la Carbon Footprint dell'Ateneo per attuare una sua riduzione, promuovendo al contempo percorsi di risparmio energetico, miglioramento dei servizi e sensibilizzazione di personale e studenti per rendere l'Università più sostenibile. Il progetto, realizzato grazie ad un accordo volontario tra l'Ateneo e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, si focalizza su tre sistemi: i consumi energetici (elettrici e termici), il sistema di gestione dei rifiuti e la mobilità (spostamenti casa-lavoro). Attraverso l'elaborazione dei dati mediante l'approccio metodologico del Life Cycle Assessment (ISO 14040-44) si giunge al calcolo e alla quantificazione delle emissioni di CO₂ equivalente in atmosfera generate direttamente o indirettamente dai tre settori di indagine.

La metodologia per il calcolo della CF di Ateneo è stata sviluppata a partire dall'analisi dell'edificio U7 realizzata nel corso del 2012 (Magatti 2013).

Il presente lavoro riporta i risultati dell'impronta climatica calcolata per i 4 edifici scientifici del polo di Milano dell'Università Bicocca.

2. L'impronta climatica degli edifici di Piazza della Scienza

Gli edifici di Piazza della Scienza (Figura 1), che rappresentano il nucleo scientifico del polo di Milano dell'Università Bicocca, sono i primi dell'Ateneo ad essere stati costruiti (seconda metà degli anni 90). Si tratta di 4 edifici (denominati U1, U2, U3 e U4) a forma di L che racchiudono la piazza stessa, collegati tra loro al piano -1 dalla cosiddetta "Galleria della Scienza", un'ampia area studio per gli studenti.



Figura 1: Il quadrilatero di Piazza della Scienza (edifici U1-4)

Ogni edificio è costituito da 9 piani (dal -3 al 5) con caratteristiche molto simili per destinazione d'uso. Vi si trovano infatti aule e laboratori per la didattica ma anche laboratori di ricerca e uffici. Dal punto di vista energetico i 4 edifici devono essere considerati come se fossero solo due: uno composto da U1+U2 ed uno da U3+U4, dato che gli impianti termici sono costruiti in modo tale da servire gli edifici a coppie. Per questo motivo in termini energetici ci si riferirà a questi due blocchi.

Punto di partenza del lavoro è stata la costruzione dell'inventario dei dati necessari per la valutazione della CF, secondo i tre sistemi di indagine. Per quanto riguarda l'energia, elettrica e termica, tutti i dati sono stati raccolti tramite l'Area RIS (Risorse Infrastrutturali e Strumentali) dell'Ateneo, addetta alla gestione degli impianti presenti negli edifici.

Il sistema di gestione dei rifiuti è stato monitorato per sei mesi da luglio a dicembre 2013, tramite conteggio e pesatura puntuale delle frazioni prodotte (plastica e metalli, carta, vetro e indifferenziato) nei giorni di ritiro da parte dell'azienda operante nel Comune di Milano.

Infine, nei mesi di novembre e dicembre 2013 è stato somministrato a tutto il personale di Ateneo un questionario di indagine sulle tematiche della sostenibilità comprendente anche domande relative alla mobilità, da cui sono stati ricavati i dati per calcolarne l'impronta.

2.1. Valutazione dei consumi energetici

I consumi energetici (elettrici e termici) sono stati analizzati per il biennio 2011-2012, osservandone l'andamento per capirne la tendenza ed evidenziare differenze e anomalie. L'andamento dei consumi energetici nei due anni ha un andamento simile tranne che per i primi 3 mesi (Figura 2).

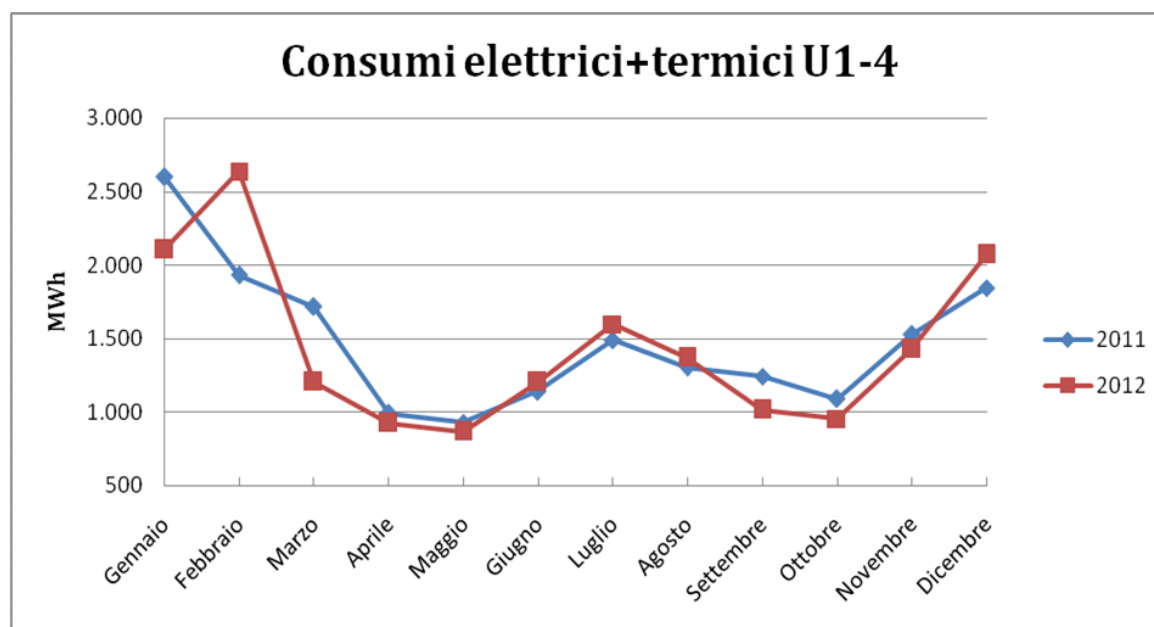


Figura 2: Andamento dei consumi energetici negli edifici di Piazza della Scienza (2011-2012)

La differenza per gennaio è dovuta a più giorni di chiusura nel 2012 (periodo Capodanno-Epifania) mentre per marzo la temperatura media più bassa nel 2011 ha reso necessario un maggiore contributo del riscaldamento. Il valore di febbraio 2012 è invece anomalo: la causa è un malfunzionamento della centralina di regolazione degli impianti termici che ha provocato l'accensione continua degli stessi per due interi weekend prima che venisse riparata. Questo fatto evidenzia come la promozione di un monitoraggio puntuale dei consumi e la gestione efficiente degli impianti possano impedire sprechi e ridurre le emissioni in atmosfera. Sono state quindi calcolate le emissioni di CO₂ equivalente per i due anni considerati³ (Tabella 1).

Piazza della Scienza CO ₂ eq (t)	En. El. 2011	En. El. 2012	En. Term. 2011	En. Term. 2012	Tot. 2011	Tot. 2012
	4659,7	4464,8	2340,24	2228,93	6999,95	6693,73

Tabella 1: Emissioni di CO₂eq (t) per i consumi elettrici, termici e totali (anni 2011 e 2012)

Per capire quanto sia effettivamente il valore di questa impronta, è stato calcolato il valore di CO₂eq in rapporto alla superficie degli edifici. Questo valore può essere confrontato con quello di altri edifici dell'Ateneo su cui sono in corso le medesime valutazioni (Figura 3).

³ I fattori di emissione per l'energia elettrica sono rispettivamente 393,1 g CO₂eq/kWh per il 2011 e 385,3 g CO₂eq/kWh per il 2012 (ISPRA 2012).

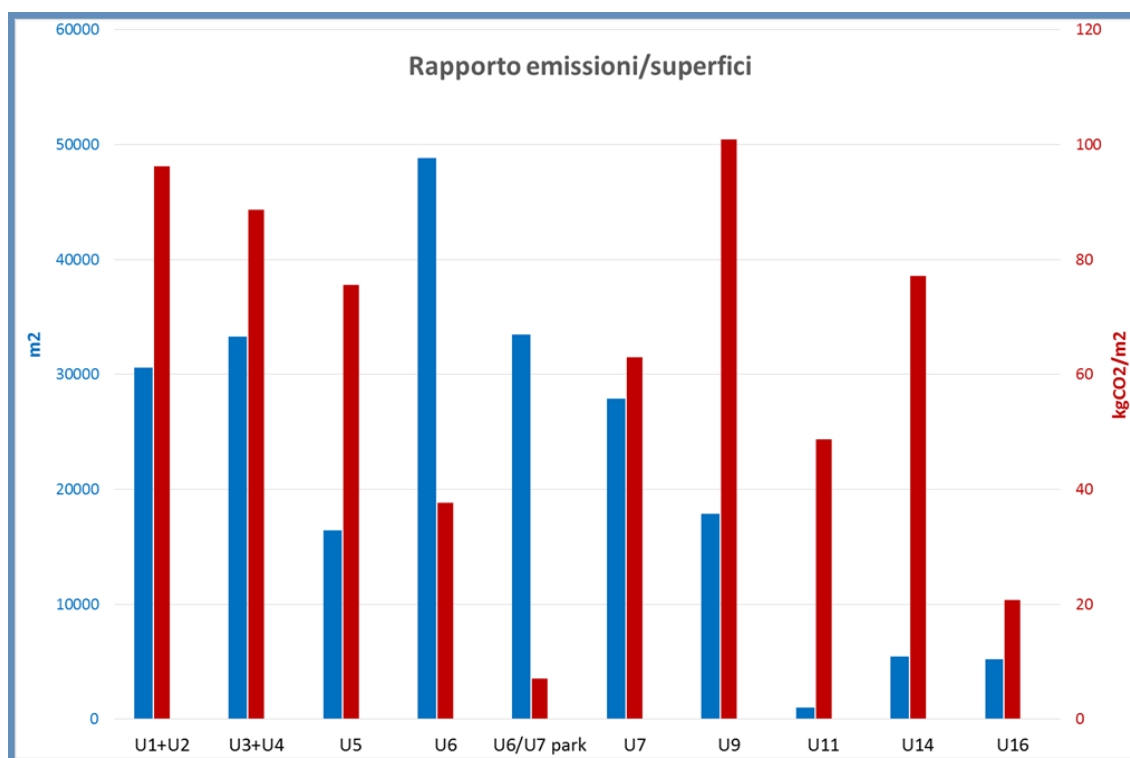


Figura 3: Università Milano Bicocca: superfici edifici (m² - in blu) e rapporto emissioni/superfici (kg CO₂eq/m² - in rosso) per alcuni edifici del Campus di Milano Bicocca

Esistono marcate differenze tra la dimensione effettiva degli edifici in termini di superficie e le emissioni generate dagli stessi, la cui motivazione è da ricercarsi nella destinazione d'uso: gli edifici a carattere scientifico, come quelli in esame, hanno consumi ed emissioni maggiori per la presenza di laboratori e strutture per la ricerca. Al contrario edifici di carattere gestionale hanno impronte minori, come si vede per l'U6 sede di uffici amministrativi. Per completezza, per quanto riguarda gli altri edifici in figura, U9 e U14 sono sede delle strutture informatiche (con i server di ateneo), U11 è invece un piccolo edificio del XVIII secolo con una struttura a bassissima efficienza.

2.2. La valutazione del sistema di gestione dei rifiuti

Per valutare l'impatto dei rifiuti urbani, a luglio 2013 è stato avviato un monitoraggio, che proseguirà fino a giugno 2014, finalizzato a fornire dati quantitativi e qualitativi relativi alla raccolta dei rifiuti, che ha evidenziato alcuni aspetti negativi del sistema di gestione.

Il calcolo della CF è stato effettuato, come indicato nelle Linee Guida per il Carbon Management degli Atenei, solo sul rifiuto indifferenziato poiché la porzione differenziata viene considerata a emissioni zero (*Ministero dell'Ambiente, 2012*): una evidente semplificazione che ha comunque il merito di promuovere una raccolta differenziata migliore per quantità e qualità. Il rifiuto indifferenziato raccolto in Ateneo viene destinato alla combustione nell'impianto di Milano Silla 2, che ha un fattore di emissione dichiarato da A2A (proprietaria dell'impianto) di 311 kgCO₂/t di rifiuto incenerito, a cui si aggiungono le emissioni dovute ai trasporti (circa 4 kgCO₂eq/t).

Nella Tabella 2 sono indicati i numeri del monitoraggio ed il calcolo della CO₂ equivalente. Si noti il valore piuttosto basso nella percentuale di raccolta differenziata che evidenzia un limite per il sistema di gestione dei rifiuti, che si attesta al 25% circa.

Periodo	kg di rifiuto indifferenziato	kg di rifiuto differenziato	% frazione differenziata	kg tot. di rifiuto	t CO ₂ eq
07/2013-02/2014	26672,69	8863,51	24,94	35536,20	8295,21

Tabella 2: Ripartizione della raccolta dei rifiuti per gli edifici di P.za della Scienza ed emissioni di CO₂ per la quota di rifiuto indifferenziato (il valore qui riportato non comprende i trasporti)

Non avendo potuto effettuare un monitoraggio che ricoprisse l'intero anno solare, ma avendo a disposizione i dati di sette mesi di raccolta, è stato stimato il valore di emissioni di CO₂ equivalente generate dai rifiuti prodotti in Piazza della Scienza (42.308,4 kg) negli effettivi 230 giorni di apertura dell'Ateneo che risulta essere pari a 13.156 kg di CO₂eq. Sommando il contributo dei trasporti, il valore finale d'impatto sul clima del sistema di raccolta dei rifiuti degli edifici di Piazza della Scienza è di 13.324 kgCO₂eq.

L'inefficienza del sistema di raccolta dei rifiuti ha spinto a ripensare un nuovo modello di gestione caratterizzato da isole centralizzate di raccolta differenziata e dalla contestuale sostituzione all'interno degli uffici dei cestini della raccolta indifferenziata con quelli della carta. La sperimentazione di questo sistema è stata avviata a dicembre 2013 ai piani 4 e 5 degli edifici U1 e U2, con l'obiettivo di aumentare sensibilmente la raccolta differenziata. I primi risultati raggiunti sono confortanti: l'introduzione del nuovo sistema di gestione ha innalzato la quota di raccolta differenziata al 70% circa e presto sarà esteso a tutti gli edifici dell'Ateneo.

2.3. La valutazione della mobilità

I dati necessari al calcolo della CF relativa alla mobilità casa-lavoro sono stati ricavati tramite un questionario somministrato a tutto il personale dell'Ateneo (tasso di risposta 30% circa). Nello specifico sono stati raccolti i seguenti dati: la tipologia di mezzo di trasporto utilizzato (nel caso di auto e moto con combustibile e cilindrata); la distanza percorsa; il numero di occupanti del veicolo (condivisione dell'auto); i giorni di frequenza/anno presso il luogo di lavoro.

A differenza delle sezioni riguardanti i consumi energetici e il sistema di gestione dei rifiuti, l'analisi della mobilità ha riguardato tutto il personale del polo di Milano, il quale rappresenta circa l'85% dell'intera popolazione. Il restante 15% è distribuito principalmente presso il polo di Monza e in misura ridotta presso le altre sedi.

I dati riportati in Tabella 3 mostrano la ripartizione modale degli spostamenti casa-lavoro del campione rispondente per il Polo di Milano (N=644). Il mezzo di trasporto pubblico è utilizzato da circa il 56% del campione, seguito dal mezzo di trasporto privato (32%) mentre la mobilità dolce (Bicicletta e Piedi) si attesta intorno all'11%.

In seguito, sono state calcolate le somme delle distanze⁴, lungo il tragitto casa lavoro per ogni tipologia di mezzo, e moltiplicate per la frequenza annua presso la sede di lavoro. Applicando gli specifici fattori di emissione per ogni mezzo di trasporto, è stato possibile calcolare le emissioni totali di CO₂eq/anno. Per l'uso dell'automobile è stato opportunamente considerato anche il tasso di riempimento risultato mediamente pari a 1,3 (numero medio occupanti veicolo da rapportare allo specifico fattore di emissione).

⁴ Sono state convertite le distanze lineari, calcolate attraverso il software ArcGIS 10.2, in distanze di Manhattan (fattore di conversione 1,3) al fine di ottenere una misura il più possibile approssimata alla realtà.

Mezzo	N.	%
Bicicletta	37	5,75
Piedi	36	5,59
Metro	79	12,27
Tram/Filobus	28	4,35
Treno/Passante	222	34,47
Bus	30	4,66
Auto	182	28,26
Moto/Scooter	26	4,04
Altro	4	0,62
Totale	644	100

Tabella 3: Ripartizione modale spostamenti casa-lavoro personale polo di Milano (dati campionari, N=644)

Il mezzo di trasporto pubblico, come è ben noto, è di gran lunga più sostenibile rispetto al mezzo privato. In valore assoluto è responsabile di circa il doppio delle emissioni di CO₂eq/anno rispetto al mezzo privato, ma a fronte di una distanza percorsa di quasi sei volte superiore (circa 825 mila km per i mezzi privati contro circa 4.773 mila km per i mezzi pubblici). Il rapporto delle emissioni tra le due modalità di trasporto corrisponde circa a 1,6 mentre lo stesso rapporto calcolato sulle distanze percorse a 5,8: ciò dimostra che a parità di distanza percorsa i mezzi pubblici generano una quantità di CO₂eq notevolmente inferiore rispetto a quelli privati.

La CF degli spostamenti casa lavoro per il polo di Milano è pari a 1581 t CO₂eq/anno, di cui 296,4 tCO₂eq/anno (15% circa) sono imputabili al personale di Piazza della Scienza. La riduzione delle emissioni di CO₂eq generate dalla mobilità passa attraverso delle attente politiche di mobility management orientate a trasferire una quota significativa di spostamenti dai mezzi privati a mezzi con minor impatto (mobilità pubblica o dolce).

3. Conclusioni

La Carbon Footprint degli edifici U1-U4 (Piazza della Scienza), risulta essere di circa 7000 tonnellate di CO₂ equivalenti all'anno (Tabella 4). Tale valore può essere riferito al personale che lavora negli edifici di Piazza della Scienza: ciascuno dei 570 dipendenti è responsabile di 12,3 tonnellate di CO₂ equivalente all'anno.

	t CO₂eq/anno
Energia	6693,73
Rifiuti	13,324
Mobilità	296,4
Totale	7003,286

Tabella 4: Valore di CF complessivo (tCO₂eq/anno)

Questo dato è puramente indicativo, in quanto l'indagine non è stata estesa agli studenti che pur essendo responsabili di consumi e impatti, metodologicamente rappresentano i fruitori dei servizi di Ateneo e quindi non oggetto primario di valutazione. Ciononostante nei prossimi mesi verrà somministrato un questionario di indagine a tutti gli studenti al fine di costruire un database che possa definire il loro contributo specifico.

Per la quasi totalità il valore complessivo di CF è dovuto ai consumi energetici degli edifici: come detto si tratta di edifici ad indirizzo scientifico con laboratori per la ricerca e la didattica, ma non si può certo dire che il quadrilatero di Piazza della Scienza sia un esempio di gestione sostenibile tra gli edifici universitari. Durante l'analisi dei dati e i sopralluoghi, sono state evidenziate innumerevoli falle nella gestione che contribuiscono ad aumentare l'impatto, come ad esempio un impianto termico (raffreddamento e riscaldamento) molto dispendioso dal punto di vista energetico e poco monitorato dal punto di vista dell'andamento dei consumi. Interventi strutturali non sono realizzabili nel breve periodo, ma il monitoraggio continuo dei consumi nonché la ricerca e la conseguente eliminazione degli sprechi è l'obiettivo da perseguire. Inoltre è evidente come anche un'azione mirata a stimolare gli utenti sia fondamentale per promuovere comportamenti sostenibili ed evitare sprechi inutili (luci accese, apparecchiature elettriche accese anche di notte, cattiva gestione degli impianti termici). Un risparmio nell'ordine del 10-12%, certamente possibile, porterebbe sicuramente a vantaggi in termini economici dai quali si potrebbero ricavare fondi da utilizzare poi per gli interventi strutturali.

Per quanto riguarda i rifiuti, bisogna sottolineare come aspetto negativo la bassissima percentuale di raccolta differenziata, che si attesta mediamente al 25%. Per questo motivo è in fase di test un nuovo sistema di gestione dei rifiuti che prevede isole di raccolta situate in punti strategici degli edifici con la contestuale eliminazione dei cestini nei singoli uffici in cui verranno lasciati solo i contenitori per la carta, il rifiuto certamente più prodotto in Ateneo. La sperimentazione attivata presso il 4° e il 5° piano degli edifici U1 e U2 mostra già ottimi risultati: in poco tempo è stato raggiunto un valore di raccolta differenziata pari al 70% circa e pertanto il modello sarà presto esteso all'intera Università Bicocca.

L'analisi della mobilità, ha mostrato la prevalenza d'uso del mezzo pubblico (56%) rispetto a quello privato (32%) con una buona presenza anche della cosiddetta mobilità dolce (piedi e bicicletta). In questo ambito gli spazi di intervento sono legati ad un maggior incentivo di una mobilità sostenibile, magari ottenendo la possibilità di sconti sugli abbonamenti o promuovendo l'utilizzo collettivo del mezzo privato (car-pooling).

I risultati ottenuti dall'analisi condotta, dimostrano come l'Ateneo abbia la concreta possibilità di intraprendere un percorso verso una maggiore efficienza e sostenibilità (ambientale, economica e sociale), sia in termini strutturali e gestionali sia attraverso una puntuale comunicazione e informazione agli utenti perché assumano comportamenti più compatibili con l'ambiente.

4. Bibliografia

CEN Comité Européen de Normalisation, Environmental management - Valutazione del ciclo di vita Principi e quadro di riferimento: UNI EN ISO 14040, 2006.

CEN Comité Européen de Normalisation, Environmental management - Valutazione del ciclo di vita Requisiti e linee guida: UNI EN ISO 14044, 2006.

ISPRA, Istituto Superiore per la protezione e la ricerca Ambientale "Fattori di emissione nel settore elettrico e analisi della decomposizione delle emissioni", 2012

Magatti G., Camatini M., et al., 2013, Energy Consumption Analysis and Carbon Footprint of a Building of the University of Milano-Bicocca: Starting Point for a Sustainability Report. Energia, Ambiente, Innovazione. ENEA

Ministero dell'Ambiente – Direzione Generale Sviluppo Sostenibile, Clima e Energia; Università Cà Foscari Venezia. 2012. Linee Guida in materia di Carbon Management per gli Atenei. Case study: Università Cà Foscari Venezia. Ministero dell'Ambiente.

Pernigotti D, 2013, La CF alla luce della nuova norma UNI ISO/TS14067, Ed. Ambiente.

Unione Europea, 2013, Raccomandazione della Commissione, 2013/179/UE del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea

United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC, 2013, Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report Climate Change - 2013: The Physical Science Basis Summary for Policymakers.

Carbon footprint: veicoli flexible fuel alimentati ad E85 prodotto da colture dedicate di *Arundo donax*

Annachiara Forte¹, Amalia Zucaro¹, Massimo Fagnano², Simone Bastianoni³,
Riccardo Basosi⁴, Angelo Fierro¹

¹Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II;

²Dipartimento di Agraria, Università di Napoli Federico II, ³Ecodynamics Group, Università di Siena,

⁴Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia, Università di Siena

Email anforte@unina.it

Abstract

Nel contesto di un crescente interesse per il bioetanolo di seconda generazione quale alternativa sostenibile al petrolio ai fini della mitigazione globale dei cambiamenti climatici, è stata stimata la Carbon footprint (C_f) associata ad un ipotetico scenario regionale (Campania) di utilizzo di veicoli flexible fuel alimentati da etanolo (E85) prodotto da colture lignocellulosiche dedicate. L'analisi ha evidenziato il ruolo determinante della fase agricola, tale da controbilanciare il ridotto approvvigionamento di benzina, nell'ambito del confronto del veicolo ad E85 con un'autovettura Euro 3. Diversamente, rispetto a quest'ultima, è stata osservata una riduzione sostanziale delle emissioni dei gas di scarico (del 79% circa), in funzione della quota di C biogenico presente nel blend E85, con una riduzione netta della C_f totale di circa il 65%.

1. Introduzione

Il bioetanolo da feedstock lignocellulosico è considerato in ambito europeo una possibile sostenibile alternativa al combustibile di origine fossile (2009/28/CE, COM 15 final 2014). In tale contesto la Carbon footprint (C_f), attraverso la stima di tutte le emissioni ed eventuali rimozioni di gas ad effetto serra (GHGs) lungo intere filiere produttive (UNI ISO/TS 14067:2013), si pone quale valido strumento per la verifica dei benefici attesi in termini di mitigazione del riscaldamento globale, con potenzialità di applicazione in ambito eco-labelling ed eco-design, in virtù della procedura di calcolo standardizzata e della immediata comprensione da parte degli stakeholder.

La riduzione dei GHGs è documentata per il bioetanolo lignocellulosico sia in studi cradle-to-gate (Cherubini, Jungmeier, 2010) che well-to-whell (Bai et al., 2010; Hsu et al., 2010). Alla luce del crescente interesse verso la coltivazione mediterranea di *Arundo donax* per le sue elevate rese anche in condizioni di aridità (Fagnano et al., 2010; Angelini et al., 2009), lo scopo del presente lavoro è di fornire una stima della C_f relativa all'utilizzo, in ambito regionale (Campania), di veicoli flexible fuel alimentati ad E85 prodotto da coltivazioni marginali di *Arundo donax*, con uno speciale focus sulla fase agricola, in funzione del ruolo determinante che quest'ultima può rivestire nel determinare gli impatti totali di siffatte filiere agro-energetiche (Bessou et al., 2013).

2. Metodi

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Il presente studio intende fornire una valutazione preliminare dell'impronta climatica (C_f) associata ad un ipotetico scenario di produzione (da coltivazioni dedicate di *Arundo donax* su terre marginali), distribuzione ed utilizzo (E85 in veicoli flexible fuel) di bioetanolo in Campania, attraverso una stima dettagliata delle emissioni ed eventuali rimozioni di GHGs generate lungo tutta la filiera di produzione, a partire dalla fase di coltivazione del feedstock lignocellulosico, fino all'utilizzo del blend nel parco auto (well-to wheels).

I dati raccolti sono stati analizzati mediante l'impiego del software SimaPro 8.0.1 e del database Ecolnvent (v. 2.02), sulla base del metodo IPCC 2007 v1.02 (GWP 100a), seguendo le linee guida per la Carbon footprint (UNI ISO/TS 14067). I confini del sistema ed i processi indagati sono graficamente rappresentati in Figura 1.

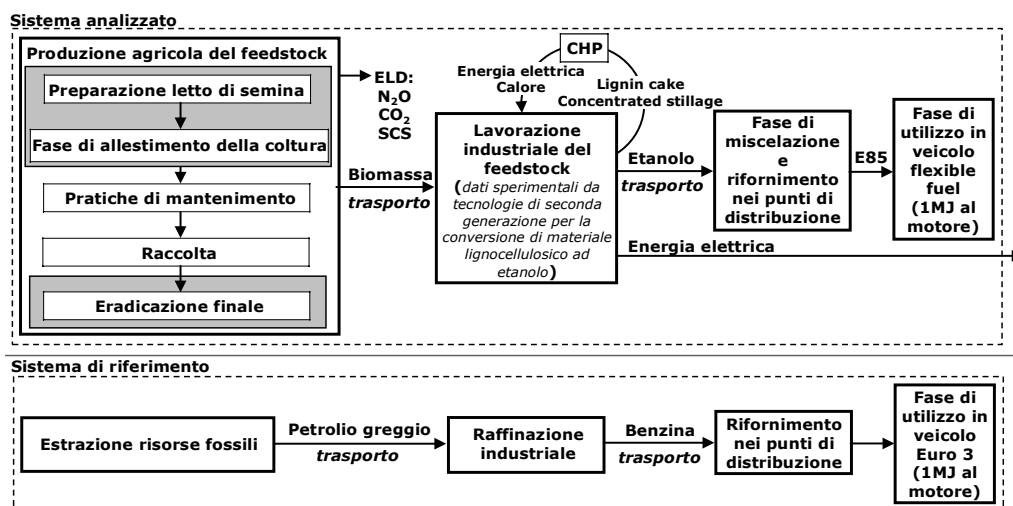


Figura 1: Definizione e confini dei sistemi analizzati. Box con sfondo grigio per le pratiche agricole con impatti suddivisi sull'intero lifetime della coltivazione. ELD: emissioni locali dirette

La C_f è stata valutata per 1 MJ di potenza erogata dal blend E85 al motore di un veicolo flexible fuel, ed è stata confrontata con l'impatto annesso all'utilizzo di un veicolo a benzina Euro 3 ("passenger car, Euro 3" in Ecoinvent). Nel rispetto delle relazioni fisiche dei processi indagati e delle norme ISO 14040-44: 2006, gli impatti della filiera di produzione del bioetanolo sono stati allocati, su base exergetica, per il 97% al bioetanolo e per il 3% all'energia elettrica co-prodotta (Szargut, 1988).

2.2. Fase di inventario

2.2.1 Produzione agricola del feedstock

L'inventario dei GHGs della fase agricola, è stato redatto su dati sperimentali relativi al primo triennio di coltivazione dell'*Arundo donax* nell'azienda sperimentale Torre Lama (Bellizzi, 40°37'N, 14°58'E, 30 m s.l.m.) (Tabella 1), assumendo per la coltivazione del feedstock su scala regionale, il recupero di terre marginali abbandonate, non coltivabili con profitto a fini alimentari. Per la descrizione delle caratteristiche pedo-climatiche del sito sperimentale consultare Zucaro et al. (2014). L'analisi della C_f è stata effettuata in riferimento alla resa al terzo anno ($30 t_{ss} ha^{-1} a^{-1}$), come stima preliminare di produttività media, considerando che la produzione può crescere fino al 3°-5° anno di coltivazione (Fagnano et al., 2010), per poi mantenersi costante e mostrare flessioni solo a partire dal sesto-nono anno (Fagnano et al., 2010; Angelini et al., 2009). Inoltre, in accordo con Fazio & Monti (2011) e Bessou et al., (2013), il peso ambientale dell'allestimento e del fine vita della coltivazione è stato debitamente inventariato e suddiviso sull'intero tempo di vita dell'impianto (15 anni) (Figura 1, Tabella 1).

Data input	Quantità
Preparazione letto di semina	
Aratura e ripuntatura - diesel	12 L ha ⁻¹
Fertilizzazione alla semina (P ₂ O ₅ come superfosfato triplo)	150 kg ha ⁻¹
Fertilizzazione alla semina (K ₂ O come solfato di potassio)	150 kg ha ⁻¹
Fase di allestimento della coltura	
Impianto dei rizomi* - diesel	12 L ha ⁻¹
Irrigazione di soccorso	560 m ³ ha ⁻¹
Irrigatore mobile a tubazione flessibile- diesel	26 L ha ⁻¹
Pratiche di mantenimento (per ciascuna annata):	
Fertilizzazione alla ricrescita vegetativa (N come urea al 46%)	120 kg ha ⁻¹
Spandi fertilizzante combinato - diesel	5 L ha ⁻¹
Raccolta (per ciascuna annata):	
Falciatrice+caricatrice - diesel	66 L ha ⁻¹
Trattrice+ Dumper - diesel	26 L ha ⁻¹
Eradicazione finale:	
Falciatrice+Irratrice+Scavaraccogliatrice+erpice-diesel	149 L ha ⁻¹
Glifosato (come Roundup)	2,72 kg ha ⁻¹
Output: Biomassa raccolta (s.s.): 10 t ha ⁻¹ (I) 20 t ha ⁻¹ (II) 30 t ha ⁻¹ (III)	

*10.000 rizomi ha⁻¹. Specifico modulo di produzione rizomi allestito in SimaPro sulla base di dati primari inerenti macchinari e consumi di diesel per le fasi di espanto (scavaraccogliatrice, 70 L ha⁻¹), raccolta e trasporto (trattrice+ dumper (2,18 L ha⁻¹) e taglio dei rizomi con sega a nastro (3,14 L ha⁻¹).

Tabella 1: Input ed output annessi alle differenti fasi agronomiche del primo triennio di coltivazione dell'Arundo donax. In grigio, le fasi adeguatamente spalmate sull'intero lifetime della coltivazione

Di seguito vengono dettagliate le emissioni locali dirette (ELD) di GHGs dal campo a seguito degli input agronomici, per le quali si è proceduto con un calcolo quanto più rappresentativo possibile delle condizioni sito-specifiche.

Emissioni biogeniche dirette ed indirette di N₂O dal suolo.

Per la stima delle emissioni dirette di N₂O a seguito dell'applicazione di urea e del reintegro dei residui colturali al suolo, sono stati utilizzati EF% sperimentalmente ricavati, per colture di mais nell'azienda sperimentale Torre Lama, a seguito dell'applicazione di urea in regime di aratura minima (EF%= 0,67) e del reintegro di N al suolo mediante sovescio (EF%=0,65) (Fierro, Forte, 2012). L'effetto della sostituzione del fattore di default dell'IPCC è stato poi valutato mediante analisi di sensitività. Per le emissioni indirette di N₂O (Nemeck, Shnetzer, 2011), si sono assunte emissioni di NH₃-N, pari al 15% dell'azoto apportato al suolo con il fertilizzante ureico, e lisciviazione di nitrati nulla per le annate successive a quella di impianto (seguendo l'impostazione concettuale del modello SALCA-NO₃⁻, dati non mostrati).

Emissioni di CO₂ (fossile, post applicazione di fertilizzante ureico).

Seguendo Nemeck & Shnetzer (2011), le emissioni dirette di CO₂ sono state calcolate assumendo un rilascio di 1,57 kg di CO₂ fossile per ogni kg di urea-N.

Sequestro di CO₂ atmosferica nel carbonio organico del suolo.

L'analisi della C_f è stata implementata attraverso stime dirette di soil carbon storage SCS, in parcelle coltivate ad *Arundo* all'interno della stessa azienda sperimentale con management similare (assenza di irrigazione e fertilizzazione annuale con 100 kg di urea-N). Il SCS a breve termine (dopo i primi tre anni di coltivazione) nello strato superficiale di suolo (0-20 cm), è risultato pari a 0,75 t C_{org} ha⁻¹ (digestione con acido cromico), con conseguente sequestro annuo (assumendo un trend lineare di incremento) di circa 0,92 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹. Un'analisi di sensitività è stata condotta su stime di SCS reperite in letteratura.

2.2.2 Lavorazione industriale del feedstock

L'inventario dei GHGs annessi alla fase di lavorazione industriale è stato compilato sulla base di dati primari sperimentali (segretati) da tecnologie di seconda generazione per la conversione di materiale lignocellulosico ad etanolo, sulla base della *best composition* di *Arundo* in cellulosa, emicellulose e lignina, selezionata per tali tecnologie.

I processi analizzati consentono la conversione della biomassa in etanolo con rese elevate; inoltre la combustione in cogenerazione dei sotto-prodotti non convertiti sopperisce ai fabbisogni energetici (di elettricità e calore per la produzione di vapore) dell'intera filiera, con un surplus di produzione elettrica ceduta alla rete (Figura 1).

I dati primari sono stati utilizzati per adattare il modulo di produzione di etanolo lignocellulosico del database EcolInvent "Ethanol 99,7%, from wood biomass". Nel rispetto del concetto di filiera corta per le biomasse a fini energetici (DM 2 marzo 2010, DL 1 ottobre 2007, n.159), si è assunta una distanza max di 70 km dai campi all'impianto di produzione (con autocarri da 20-28 t).

2.2.3 Fase di miscelazione e rifornimento ai punti di distribuzione

Per la fase di recapito del bioetanolo dall'impianto ai punti di distribuzione, si è assunta una distanza media di 150 km, per coprire l'approvvigionamento sul territorio regionale (mix di trasporto su rotaia ed autocarro). La miscelazione con benzina, per la produzione di E85, è stata assunta effettuata nei punti di distribuzione (splash blending). Per tale fase e per le operazioni di rifornimento dei veicoli, si è fatto riferimento a moduli specifici in EcolInvent v. 2.02.

2.2.3 Fase di utilizzo del blend E85 in veicoli flexible fuel

Per la stima dei GHGs generati dall'utilizzo del blend E85 in un veicolo flexible fuel, il modulo "Operation, passenger car Euro 3" è stato adattato in funzione dei quantitativi (kg) di E85 e della potenza erogata al motore da tale blend (MJ) per km (Gnansounou et al., 2009), modificando le emissioni di scarico in accordo a Grahm et al., (2008) ed al bilancio del carbonio (Tabella 2).

3. Risultati e discussione

Gli impatti annessi all'utilizzo di un veicolo flexible fuel E85 (Figura 2), sono risultati equamente distribuiti fra la fase di approvvigionamento del blend (52%) e la fase di utilizzo del veicolo (48%) con annesse emissioni di scarico, per la quasi totalità (99,6%) ascrivibili all'emissione di CO₂ fossile dalla combustione della quota di petrolio presente nel blend; trascurabile è apparso il peso della fase di miscelazione e delle operazioni di rifornimento ai punti di distribuzione (0,24% del C footprint totale).

Nel dettaglio (Figura 2), in merito all'approvvigionamento del carburante E85, è la fase di produzione agricola del feedstock a contribuire maggiormente (40%), seguita dalle fasi di trasporto delle biomasse (dai campi all'impianto di produzione) e dell'etanolo (dall'impianto ai punti di distribuzione), e dalle emissioni annesse alla fase di lavorazione industriale, nello specifico pressochè in toto riconducibili ad N₂O prodotto dalla combustione in cogenerazione delle frazioni residuali di biomassa non convertita ad etanolo (trascurabile la quota di CH₄ biogenico, prodotta in cogenerazione, Tabella 2).

C biogenico	g C MJ ⁻¹
Input	
C nella biomassa in ingresso all'impianto ^a	48
Output	
Trasformazione industriale dell'input ^a:	
<i>Fase di fermentazione</i>	
C-CO ₂	8
<i>Combustione di lignin cake e concentrated stillage in cogenerazione</i>	
C-CH ₄ ^b	1e-4
C-CO ^b	1e-3
C-composti organici non metanici ^b	2e-3
C-CO ₂ ^c	25
<i>Trattamento del condensato (dalla concentrazione dello stillage)</i>	
C-CO ₂	1e-4
Combustione del blend E85 nel veicolo flexible fuel ^e	
C-CH ₄ ^d	8e-4
C-CO ^d	5e-2
C-composti organici non metanici ^d	2e-4
C-CO ₂ ^e	15
Totali	48

^a Sulla base di dati primari di (i) *best composition* del feedstock, (ii) efficienze di recupero e conversione di olocellulose in esosi e pentosi, (iii) co-fermentazione ad EtOH (dati sperimentali da tecnologie di seconda generazione per la conversione di materiale lignocellulosico ad etanolo). ^b Sulla base delle emissioni carboniose differenti dalla CO₂ (non C-CO₂) riportate nel modulo della cogenerazione in "Ethanol from wood" (Ecoinvent), opportunamente modificate in base ai dati primari di resa in bioetanolo e della composizione di lignin cake e concentrated stillage. ^c Calcolato sottraendo all'input di C in lignin cake e concentrated stillage le emissioni non C-CO₂. ^d Sulla base del dato primario di efficienza di conversione di olocellulose in EtOH, e in accordo all'efficienza di utilizzo (2.501 MJ/km) della miscela E85% in veicoli flexible fuel (Gnansounou et al., 2009). ^e Modificando le emissioni non C-CO₂ del record "Operation, passenger car Euro 3", in accordo a Grahm et al., 2008. ^f Calcolato per differenza fra la quantità di C in EtOH e le emissioni non C-CO₂.

Tabella 2: Bilancio del carbonio per 1MJ di potenza erogata dal E85 al motore di un veicolo flexible fuel

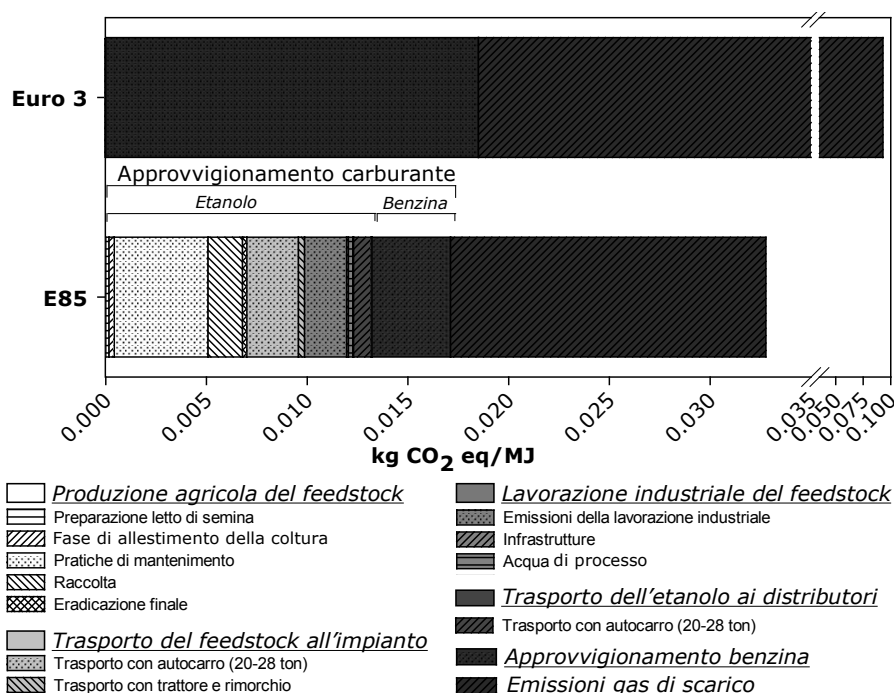


Figura 2: Impronta del carbonio relativa all'utilizzo di un veicolo flexible fuel E85 e di un veicolo Euro 3 (kg CO₂ eq/ MJ di potenza al motore). Sono riportati i contributi (cutoff grafico 1%) della fase di utilizzo dei veicoli (gas di scarico) ed dell'approvvigionamento dei carburanti ai punti di distribuzione, quest'ultimo, per il blend E85, a sua volta scomposto in relazione alle varie fasi di produzione del bioetanolo

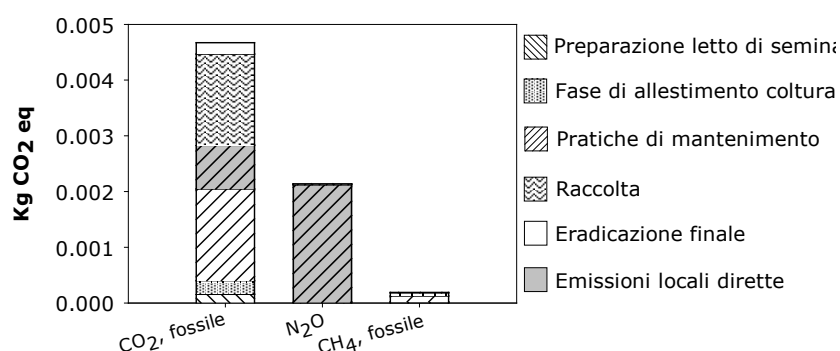


Figura 3: Impronta del carbonio della fase di coltivazione del feedstock, connessa all'utilizzo di un veicolo flexible fuel E85 (kg CO₂ eq/ MJ al motore). In grigio, il contributo specifico delle emissioni dirette locali

Come enfatizzato nella Figura 3, in accordo con Monti et al. (2009) le pratiche annuali per il mantenimento della coltura e la raccolta, si sono rivelate le più impattanti, seppur significativo sia apparso il contributo delle pratiche di allestimento ed espianto finale della coltivazione (10%). Il contributo più elevato è risultato dall'utilizzo dell'urea in copertura (66% della C_f totale annessa alla coltivazione del feedstock), in misura rimarchevole in conseguenza delle ELD di N₂O e CO₂ a seguito della sua applicazione al suolo (Figura 3).

Rilevanti emissioni biogeniche di N₂O (circa il 40% del totale delle emissioni GHG annesse alla fase di coltivazione) sono state evidenziate per colture poliennali lignocellulosiche di miscanto (Godard et al., 2013) e panico (Cherubini, Jungmeier, 2010). Nel presente studio, il contributo delle emissioni di N₂O è apparso meno marcato (il 30% circa del totale di GHGs relativo alla produzione di biomassa), verosimilmente in conseguenza dell'applicazione di EF% locali. Di fatto con l'utilizzo dell'EF% standard IPCC (2006), il contributo delle ELD di N₂O aumenterebbe al 38% circa, con ripercussioni significative, seppur contenute (+3%), sulla C_f , estesa fino all'utilizzo del blend E85. (Tabella 3).

Implementando l'analisi attraverso l'inclusione, in fase di inventario dei GHGs, della stima sperimentale di SCS, la C_f del veicolo ad E85 potrebbe essere ridotta del 12% circa (Tabella 3).

La rilevanza del sequestro di CO₂ atmosferica nel pool di sostanza organica stabile del suolo è all'attenzione della più recente letteratura inerente le filiere agro-energetiche da biomasse lignocellulosiche (Godard et al., 2013; Cherubini, Jungmeier, 2010). Risulta però ancora in via di definizione un approccio metodologico condiviso per l'inclusione del SCS in ambito LCA, soprattutto in merito alla definizione di adeguati pattern ed orizzonte temporale di accumulo, ed in virtù della notevole eterogeneità spaziale del fenomeno (Bessou et al., 2013). Nel presente lavoro, l'utilizzo di stime di SCS disponibili in letteratura per l'arundo, avrebbe portato ad una marcata riduzione dell'outcome finale (Tabella 3), enfatizzando la sensibilità della C_f rispetto all'inclusione di tale parametro, e conseguentemente la necessità di stime sito specifiche, a lungo termine.

No SCS+N ₂ O local EF	IPCC EF	SCS incluso		
Analisi di riferimento	1%	0,25 t C/ha ^a	1,0 t C/ha ^b	1,7 t C/ha ^c
0,033	0,034(+3)	0,029(-12)	0,018(-45)	0,007(-79)

^a Stima sperimentale ^b Sarkhot et al. 2012; ^c Ceotto, Dicandilo, 2011.

Tabella 3: Impronta di carbonio di un veicolo flexible fuel E85 (kg CO₂ eq/ MJ al motore). Analisi di sensitività rispetto al valore di EF per le emissioni di N₂O ed all'inclusione del SCS, da stima sperimentale e derivata. In parentesi, la variazione percentuale, rispetto all'analisi di riferimento

Confrontando la C_f di un veicolo flexible fuel E85 con quella di un Euro 3 (Figura 2), emergono impatti analoghi in merito alla produzione del carburante, principalmente in virtù del peso della coltivazione del feedstock e del suo successivo trasporto all'impianto, che controbilanciano il ridotto approvvigionamento di benzina e gli annessi impatti della fase di raffinazione (ascrivibili ad emissioni fossili di CO_2 , per il 78% circa, e CH_4 , per il 22% circa).

Si è osservato diversamente una riduzione sostanziale delle emissioni dei gas di scarico in fase di utilizzo del veicolo ad E85 in confronto all'auto Euro 3 (del 79% circa), in funzione della quota di C biogenico presente nel blend E85, e delle annesse emissioni neutrali di CO_2 (Tabella 2). Nel complesso la C_f del veicolo flexible fuel E85 è apparsa più bassa del 65% circa quando confrontata con un'auto Euro 3, con uno scarto ancora maggiore (del 69% circa) includendo nell'analisi la stima sperimentale di SCS. Tale risultato appare in linea con la riduzione del riscaldamento globale in confronto ad autovetture a benzina, evidenziata per veicoli alimentati ad E85 prodotto da colture dedicate di panico da Bai et al., (2010), il 68% circa, con SCS incluso nell'analisi, e da Hsu et al., (2010), il 58% circa.

4. Conclusioni

Il presente studio ha in via preliminare confermato le potenzialità attese (riduzione sostanziale delle emissioni di gas climalteranti) connesse all'utilizzo di bioetanolo lignocellulosico come blend E85 in veicoli flexible fuel, evidenziando contestualmente la rilevanza della fase di coltivazione del feedstock. In tal senso la declinazione verso colture low-input con riduzione e/o parziale sostituzione dei fertilizzanti minerali con ammendanti organici, appare un punto cruciale per aumentare ulteriormente la sostenibilità di siffatte filiere agro-energetiche.

5. Ringraziamenti

Lavoro sviluppato nell'ambito del PON-REC "ENERBIOCHEM", progetto n. 881/Ric.

6. Bibliografia

Angelini, LG, Ceccarini, L, Nasso, N & Bonari, E 2009, 'Comparison of *Arundo donax* L. and *Miscanthus x giganteus* in a long-term field experiment in Central Italy: Analysis of productive characteristics and energy balance', *Biomass Bioenerg.*, vol. 33, pp. 635-643.

Bai Y, Luo L & Voet E. 2010. Life cycle assessment of switchgrass-derived ethanol as transport fuel. *Int J Life Cycle Assess.*, issue 15: pp.468-477.

Bessou C, Basset-Mens C, Tran T & Benoist A. 2013. LCA Applied to Perennial Cropping Systems: a Review Focused on the Farm Stage. *International Journal of LCA*, vol. 18 (2): pp. 340-61.

Ceotto, E & Di Candilo, M 2011, 'Medium term effect of perennial energy crops on soil carbon storage', *Ital J Agron* vol.6, pp. 212-17.

Cherubini, F & Jungmeier, G 2010 'LCA of a biorefinery concept producing bioethanol, bioenergy, and chemicals from switchgrass', *Int J Life Cycle Ass.*, vol. 15, pp. 53-66.

Fagnano, M, Impagliazzo, A, Mori, M & Fiorentino, N 2010, 'Produzione dell'*Arundo donax* in Ambiente Collinare Meridionale', paper presented to XXXIX SIA Roma, Italia: 20 - 22 Sept.

Fazio, S & Monti, A. 2011, 'Life cycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops', *Biomass Bioenerg.*, vol. 35, pp. 4868-78.

Fierro, A & Forte, A 2012, 'Measurements of CO_2 and N_2O Emissions in the Agricultural Field Experiments of the MESOSAGR project' In A. Piccolo editors. *Carbon Sequestration in Agricultural Soils*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 229-259.

Gnansounou, E, Dauriat, A, Villegasa, J & Panichellia, L 2009, 'Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances', *Bioresour. Technology*, vol. 100, pp. 4919-30.

- Godard, C, Boissy, J & Gabrielle, B 2013, 'Life-cycle assessment of local feedstock supply scenarios to compare candidate biomass sources'. *Glob Change Biol Bioener*, vol.5, pp.16-29.
- Graham, L, Belisle, S & Baas, CL 2008, 'Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and E85', *Atmospheric Environment*, vol 42, pp. 4498–4516.
- Hsu, DD, Inman, D, Heath, GA, Wolfrum, EJ, Mann, KM & Aden A 2010, 'Life Cycle Environmental Impacts of Selected U.S. Ethanol Production and Use Pathways in 2022', *Environ. Sci. Technol*, vol. 44, pp. 5289–5297.
- IPCC 2006, 'Intergovernmental Panel of Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas inventories', Published: IGES, Japan, vol. 4, chapter 11.
- ISO 2006,. ISO 14040-44 Life cycle Assessment principles and framework, requirements and guidelines.
- Monti, A, Fazio, S & Venturi, G 2009, 'Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops', *Eur J Agron*, vol. 31, pp. 77-84.
- Nemecek, T & Shnetzer, J 2011, 'Direct field emissions and elementary flows in LCIs of agricultural production systems', In: Updating of agricultural LCIs for EcolInvent data v3.0, Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART. pp. 1-34.
- Sarkhot, DV, Grunwald, S, GE, Y & Morgan, LS. 2012 'Total and available soil carbon fractions under the perennial grass *Cynodon dactylon* (L.) Pers and the bioenergy crop *Arundo donax* L.', *Biomass Bioenerg*, vol. 41, pp. 122-30.
- SIMA PRO 8.0.1. LCA software. http://www.pre.nl/simapro/simapro_lca_software.htm.
- Szargut, J, Morris, DR & Steward, FR 1988, 'Exergy Analysis of Thermal, Chemical, and Metallurgical Processes', Hemisphere Publishing Corporation, New York.
- UNI ISO/TS 14067: 2013 Gas ad effetto serra - Impronta climatica dei prodotti (Carbon footprint dei prodotti) - Requisiti e linee guida per la quantificazione e comunicazione.
- Zucaro, A, Forte, A, Fagnano, M & Fierro, A 2014, 'Life Cycle Assessment of Maize Cropping under Different Fertilization Alternatives', *IJPE*, vol. 10, pp.101-110. In press.

La valutazione del Carbon Footprint nella filiera olivicola-elaio-tecnica nel centro Italia. Il caso studio dell'Abruzzo

Claudio Pattara¹, Carlo Civitarese², Roberta Salomone³

¹Dip. di Studi Economici, Università "G. d'Annunzio", viale Pindaro 42, 65127 Pescara

²Dip. di Scienze, Università "G. d'Annunzio", viale Pindaro 42, 65127 Pescara

³Dip. SEAM, Università di Messina, Piazza S. Pugliatti 1, 98122 Messina

Email Coordinatore: claudiopattara1@gmail.com

Abstract

L'Italia rappresenta, a livello internazionale, il secondo paese produttore di olio extra vergine di oliva (olio EVO) dopo la Spagna. L'olivicoltura è la seconda coltura arborea dopo la vite e ciò rappresenta anche la sua importanza a livello di reddito agricolo. Negli ultimi anni, oltre alla qualità alimentare del prodotto "olio EVO" sono state affrontate e discusse anche le problematiche ambientali connesse alla sua produzione (emissioni di gas ad effetto serra nel ciclo di vita del prodotto). In questo ambito il COI (Consiglio Oleicolo Internazionale) sta sviluppando un Protocollo per le emissioni di GHG generate dalla produzione di olio EVO. In questo lavoro è stata applicata la metodologia del Carbon Footprint (ISO 14067) a cinque oli (EVO) abruzzesi provenienti da oleifici operanti con diverse tecnologie. La Carbon Footprint consente, infatti, di calcolare in termini di kg CO₂eq le emissioni generate dalla produzione degli oli EVO oggetto di indagine.

1. Introduzione

La coltura dell'olivo è una delle più importanti fonti di reddito agricolo in Italia ed è praticata in tutte le regioni della penisola (principalmente Puglia, Calabria e Sicilia). L'olivicoltura, pur essendo una delle meno impattanti coltivazioni arboree (in termini ambientali), ha lungo la filiera produttiva dell'olio, delle specificità che determinano carichi ambientali significativi e concentrati in un breve arco di tempo (da fine settembre a fine novembre): raccolta delle olive e contestuale estrazione dell'olio generano, infatti, una mole considerevole di sottoprodotti (sansa, acque di vegetazione, nocciolino) che variano, in relazione alle tecnologie estrattive (pressione, decanter a 2 fasi, decanter a 3 fasi e decanter a 3 fasi modificato), per quantità e caratteristiche (Tabelle 1 e 2). Questa variabilità nella composizione dei sottoprodotti ha fatto sì che la loro gestione sia stata oggetto di specifica normativa e che la comunità scientifica abbia cominciato a focalizzare l'attenzione, oltre che sulla qualità alimentare del prodotto olio extra vergine di oliva (olio EVO) anche sulle problematiche ambientali connesse alla sua produzione (Di Giovacchino et al. 2006).

Determinazioni	Pressione	Decanter a 3 fasi	Decanter a 3 fasi modificato*	Decanter a 2 fasi
Quantità (kg/t olive)	250-350	450-550	550-650	800-850
Umidità (%)	22-35	45-55	55-62	65-75
Olio (% s.s.f.)	6-8	3.5-4.5	3.5-4.5	3.0-4.0
Polpa (%)	20-35	15-25	12-20	10-15
Nocciolino (%)	30-45	20-28	15-20	12-18
Ceneri (%)	3-4	2-4	3-4	3-4
Azoto (mg/100 g)	250-350	200-300	200-300	250-350
Fosforo (mg/100 g)	40-60	30-40	35-45	40-50
Potassio (mg/100 g)	150-200	100-150	100-180	150-250
Fenoli totali (mg/100 g)	200-300	200-300	250-350	400-600

* decanter centrifugo a 3 fasi con riciclaggio delle acque di vegetazione.

Tabella 1: Sanse nei differenti sistemi di estrazione dell'olio di oliva (Di Giovacchino, 2006)

Determinazioni	Pressione	Decanter a 3 fasi	Decanter a 3 fasi modificato*	Decanter a 2 fasi
Quantità (L/t olive)	400-500	600-800	150-300	100
pH	4.5-5.7	4.5-6.0	4.5-6.0	4.5-5.0
Sostanza secca (%)	8-20	4-15	7-18	3
Sost. Organica (%)	6-16	3-12	6-15	2.5
Olio contenuto (%)	0.2-0.8	0.6-2.0	0.6-2.0	0.1
C.O.D. (g O ₂ /L)	60-200	50-170	50-180	10
Fenoli (g/L)	2-10	2-8	2-10	0.5-1.6
ceneri (%)	2-4	1-3	2-4	0.5
Azoto (%)	0.10-0.15	0.05-0.10	0.10-0.15	-
Fosforo (%)	0.05-0.10	0.02-0.06	0.05-0.10	-
Potassio (%)	0.2-0.4	0.1-0.2	0.2-0.4	-

Tabella 2: Acque di vegetazione ottenute con differenti tecnologie (Di Giovacchino, 2006)

* decanter a tre fasi con ridotta quantità di acqua (circa 100-150 litri per t di olive lavorate)

In tale ambito di ricerca, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA), ha cominciato ad essere applicata anche nel settore olivicolo a partire dagli anni 2000 (Salomone et al., 2010; Notarnicola et al., *in press*), contribuendo in maniera significativa al miglioramento dell'informazione relativa agli impatti ambientali correlati ai sistemi produttivi olivicoli.

Insieme alla diffusione della LCA c'è stata una grande crescita di strumenti specifici legati ad una sola categoria di impatto ambientale (Carbon Footprint, Water Footprint, Ecological Footprint ecc.) che sembrano essere più facilmente compresi dai mass media e dalla GDO. Seguendo questa tendenza, sono nati in tutto il mondo dei marchi e delle norme per la certificazione dell'impronta di carbonio (Huella de Carbono in Spagna, Bilan Carbone in Francia, Carbon Footprint nel Regno Unito ecc.), sia regolamentate a livello nazionale che gestite da ONG. La ISO ha rilasciato a maggio 2013 la norma tecnica ISO/TS 14067:2013 relativa alla contabilizzazione ed alla comunicazione delle emissioni di gas ad effetto serra di prodotto.

A livello internazionale, sono state numerose le organizzazioni settoriali che hanno cercato di definire delle regole di applicazione (PCR product category rules) delle varie norme nazionali per il conteggio delle emissioni di GHG. In questo ambito il COI, mediante un processo di concertazione con i maggiori esperti internazionali, sta definendo le PCR relative all'olio EVO. In letteratura sono ancora poche le esperienze di footprint labelling nel settore olivicolo: dal 2008 al 2013, tre Carbon Footprint (Polo et al., 2009; Intini et al., 2011; Lucchetti et al., 2012;), una Water Footprint (Salmoral et al. 2011) e una Ecological Footprint (Scotti et al., 2009). Tra questi studi uno solo (Lucchetti et al. 2012) si sofferma sull'analisi dell'impronta carbonica di 1 kg di olio di oliva (anche se solo per la fase di imbottigliamento).

Nello specifico questi autori (Lucchetti et al. 2012), durante la loro analisi, non utilizzano un software di calcolo ma, si basano direttamente sui coefficienti di emissione pubblicati da parte di organismi governativi e produttori di energia elettrica; inoltre, nel lavoro non vengono considerati tutti i GHG previsti dalla IPCC, ma solo CO₂ e CH₄. In quanto ai valori di emissione (riferiti alla sola fase di imbottigliamento) il valore di circa 22 gCO₂/kg di prodotto lavorato, è coerente con i valori riscontrati nella presente analisi (nel confezionamento è la bottiglia di vetro a rappresentare il carico maggiore in termini di emissioni di GHG).

Un fattore molto importante all'interno della filiera dell'olio è rappresentato dalla fase agricola sia per i carichi connessi sia per la sua capacità di stoccaggio del carbonio. Per esempio, Nardino et al. (2013) effettuano una valutazione strumentale ed empirica della capacità di fissazione del carbonio atmosferico ad opera della coltivazione dell'ulivo.

Gli autori non utilizzano nello specifico la metodologia del Carbon Footprint per valutare i sequestri di CO₂, ma propongono metodi basati sullo studio dello scambio gassoso fra atmosfera e coltivazione arborea e li comparano (per valutarne la significatività) con metodologie empiriche (Swinbank 1951, Aubinet et al. 2000, Baldocchi et al. 1988). Dal lavoro di Nardino et al. 2013 appare chiaro che la coltivazione dell'ulivo rappresenta uno strumento di grande valore per lo stoccaggio del carbonio e per la produzione di biomassa a fini energetici con valori che oscillano fra 10 t(C)ha⁻¹ a⁻¹ e 15 t(C) ha⁻¹ a⁻¹. In generale, con riferimento alla metodologia dell'impronta carbonica, si può affermare che essa non rappresenta, almeno nello studio dell'olio di oliva, uno strumento ampiamente applicato, per l'esiguo numero di lavori presenti in letteratura e per la mancanza di studi completi riferiti a tale oggetto di interesse. Le motivazioni sono da ricercare sia nell'estrema "attualità" del metodo (la norma ISO 14067 è stata pubblicata solo a maggio 2013), sia nella limitatezza scientifica dello stesso, che, seppur consentendo una forte facilità comunicativa, non permette di valutare oggettivamente e globalmente quali siano i carichi ambientali negativi apportati dalla produzione di olio di oliva. Nel presente lavoro, vengono riportati i risultati derivanti dall'applicazione della metodologia Carbon Footprint alla realtà olivicola Abruzzese, mediante un'analisi di tipo "cradle to gate" che include le fasi di coltivazione, estrazione olio e imbottigliamento. L'obiettivo è duplice: valutare le fasi a maggiore impatto ambientale e, al contempo, sensibilizzare operatori e portatori di interesse (imprenditori agricoli, frantoi cooperativi, consumatori) all'utilizzo di strumenti di valutazione ambientale per diffondere una cultura ambientale ed apportare valore aggiunto ad un prodotto che ha subito un processo di svalutazione nel corso degli ultimi 10 anni.

2. Materiali e Metodi

Lo studio è stato condotto su 5 frantoi della Regione Abruzzo, di cui 3 cooperativi (Olivicola Casolana, CAPO, Plenilia) e 2 privati (La Selva d'Abruzzo, Abbrugiati Libertario). Tre sono situati in provincia di Pescara (Capo e Plenilia nel comune di Pianella, La Selva d'Abruzzo a Moscufo), e due in provincia di Chieti (Olivicola Casolana a Casoli, Abbrugiati Libertario ad Ortona). In Tabella 3 si riportano le rilevazioni effettuate su realtà produttive delle regione Abruzzo, che si differenziano sia in termini di tecnologia estrattiva (decanter a due e tre fasi e pressione) sia in termini di dimensione (frantoi cooperativi di grandi e medie dimensioni; frantoi privati medi e piccoli).

Frantoio	Volume olive lavorate (quintali/anno)	Tecnologia estrattiva	N° soci	Superficie olivetata (ha)
Abbrugiati Libertario	4500	Pressione	Privato	120
La Selva d'Abruzzo	5700	Decanter 2 fasi	Privato	150
C.A.P.O.	12000	Decanter 3 fasi	329	270
Olio Re Plenilia	9000	Decanter 3 fasi	258	240
Olivicola Casolana	7000	Decanter 3 fasi	137	190

Tabella 3: Caratteristiche dei frantoi oggetto di indagine

Sono stati esaminati i dati relativi al numero di soci conferitori, alla superficie aziendale totale, alla superficie aziendale olivetata (a seconda del prodotto oggetto dello studio). Sono stati creati degli insiemi di "aziende tipo" rispecchianti il dimensionamento delle coltivazioni (valori in ha da 0 a 1, da 1 a 2, da 2 a 3, da 3 a 4, da 4 a 5, da 5 a 10 e > 10). Sono state estratte in modo casuale un numero rappresentativo di aziende agricole da ogni frantoio cooperativo (37 da CAPO, 33 da Plenilia, 27 da Olivicola Casolana). Per i frantoi privati l'analisi è stata condotta in maniera estesa su tutti i dati aziendali. È stato somministrato un questionario per raccogliere le informazioni di carattere agricolo sulla coltivazione, la raccolta e il conferimento in frantoio delle olive oggetto dello studio.

La metodologia utilizzata per l'esecuzione dello studio è quella del Carbon Footprint secondo lo standard ISO/TS 14067:2013 e la PCR "UN CPC 21537 VIRGIN OLIVE OIL AND ITS FRACTIONS". Per i confini del sistema è stato scelto di considerare interamente la fase agricola tralasciando però la piantumazione e crescita degli oliveti. Nella fase post confezionamento è stato scelto di fermarsi al prodotto confezionato ed imballato pronto per essere spedito. Si è scelto di optare per questa soluzione per rendere maggiormente comparabili i prodotti in questione. L'unità funzionale scelta è di 5 litri di olio EVO nel suo imballo primario e secondario. Nello specifico questo significa che sono state considerate tre produzioni biologiche e due provenienti da agricoltura convenzionale (per la fase agricola), mentre per la fase di confezionamento quattro prodotti sono confezionati in vetro (bottiglie da 1 litro e cartone da sei) ed uno in lattina (5 litri; 4 latte per cartone). Tale scelta è stata fatta per valutare se il metodo di conduzione biologico, pur rappresentando un pratica ottimale in termini di sicurezza degli input utilizzati comportava consumi energetici maggiori (gasolio, energia elettrica ecc.) a causa di una resa inferiore di prodotto per ettaro.

Frantoio	Unità funzionale	Flussi di riferimento
CAPO	5 litri di olio extra vergine di oliva confezionato con imballo primario e secondario	5 litri di olio EVO DOP biologico confezionato in 5 bottiglie di vetro
PLENILIA		5 litri di olio EVO DOP biologico confezionato in 5 bottiglie di vetro
LA SELVA		5 litri di olio EVO confezionati in tanica di latta da 5 litri
CASOLANA		5 litri di olio EVO biologico confezionato in 5 bottiglie di vetro
ABBRUGIATI		5 litro di olio EVO confezionato in 5 bottiglie di vetro

Tabella 4: Unità funzionale e flussi di riferimento dei sistemi considerati

I dati di inventario sono stati raccolti con due differenti metodi:

- **FASE AGRICOLA:** questionario per raccogliere tutti i dati inerenti le pratiche agricole. Sono stati considerati tutti i consumi energetici (gasolio, metano, benzina, energia elettrica), i consumi di fertilizzanti e prodotti fitosanitari, le lavorazioni meccaniche per le pratiche agricole, le pratiche di gestione dell'oliveto e la fase di raccolta e trasporto in frantoio. Per tutte le voci precedenti sono stati raccolti dati primari e sono stati utilizzati coefficienti di emissione (kg CO₂eq per unità di prodotto o lavorazione analizzata) provenienti dai principali database disponibili (Ecoinvent, IPCC, IWCC);
- **FASE DI ESTRAZIONE:** sono stati misurati i consumi energetici e di input. In base ai dati raccolti ed ai fogli di lavoro (con i dati della partita di olive lavorata: varietà olive, quantità, ora inizio e fine, olio estratto e sottoprodotti ottenuti) sono stati ottenuti dei dati medi riferiti ai consumi energetici in funzione della varietà e del contenuto in olio. Durante tutte le fasi di lavorazione delle olive sono stati misurati i consumi energetici dell'impianto ripetuti in quattro giorni separati della campagna olivicola e su diverse partite di olive. Ai dati elettrici sono stati aggiunti quelli della manutenzione degli impianti. Dal confronto dei dati medi con quelli puntuali è stato possibile differenziare la quota energetica attribuibile alle attività non connesse con la fase produttiva (illuminazione, amministrazione, riscaldamento ecc.).

3. Risultati e discussione

I risultati qui presentati sono preliminari, tuttavia, dall'analisi iniziale per i fattori riguardanti la fase agricola, la Figura 1 mostra l'andamento delle emissioni nelle diverse realtà: appare evidente la differenza fra i valori relativi ai trattamenti fitosanitari attuati fra i frantoi Abbrugiati e Casolana rispetto agli altri. Si va, infatti, da 3,2 kg CO₂ della Casolana a 2,95 kg CO₂ di Abbrugiati per scendere ai valori sensibilmente più modesti degli altri frantoi.

Anche la fase di concimazione è una voce consistente in tutte le realtà analizzate (da 1,077 kg CO₂ a 1,525 kg CO₂). Per le altre lavorazioni meccaniche e per la fase di raccolta e trasporto si nota, invece, una certa similitudine fra i casi studiati.

Per la fase di estrazione (Figura 2), sono minime le differenze fra le varie realtà esaminate; il valore più elevato è quello del frantoio con il sistema di estrazione tradizionale (1,095 kg CO₂). Nella fase di confezionamento (Figura 2) i valori di emissione sono simili per l'imballaggio in vetro (le bottiglie di vetro in cui l'olio è confezionato sono simili per peso e materiale); differisce solo il frantoio LA SELVA che confeziona il suo prodotto in latte di acciaio da 5 litri (che presenta un valore di soli 0,6975 kg CO₂). Il valore cumulato delle emissioni derivanti dalle due fasi agricola e industriale è compreso fra 4,48 kg di CO₂eq e 10,1 kg di CO₂eq: i valori sono distanti fra loro, riferendosi a sistemi diversi, con differenti pratiche agricole e tecnologie di estrazione (Figura 3).

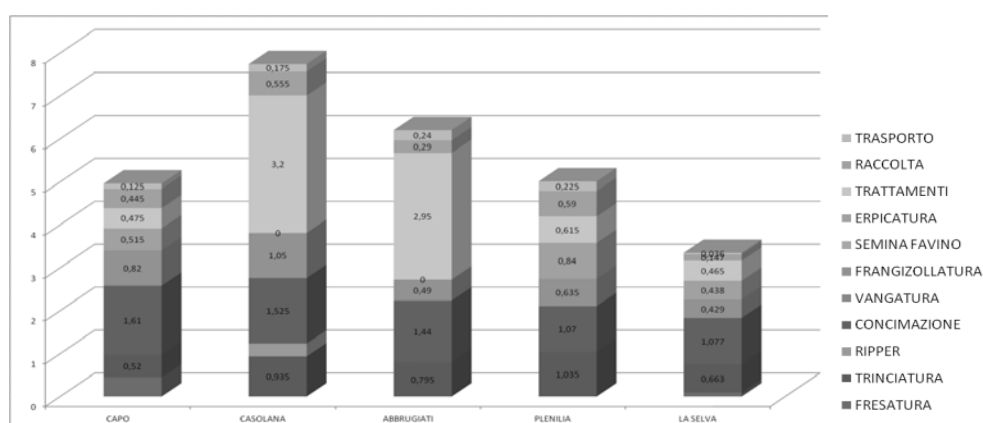


Figura 1: Emissioni di GHG durante la fase agricola (kg di CO₂eq/U.F.)

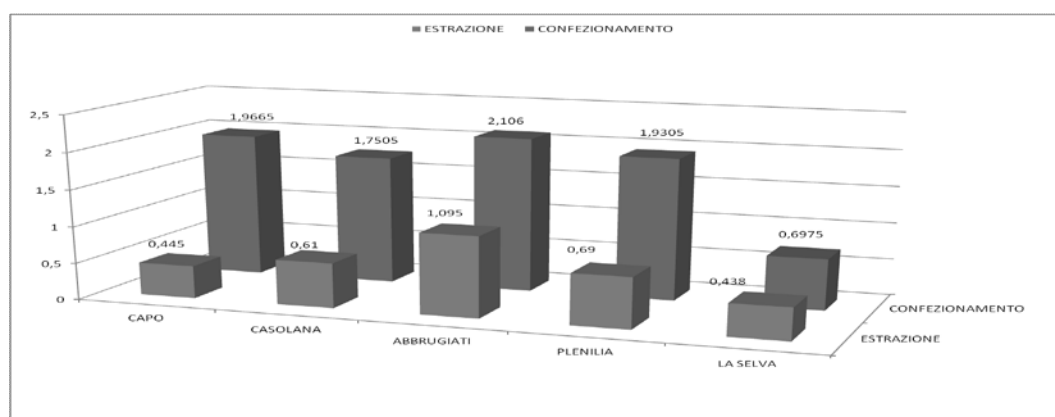


Figura 2: Emissioni di GHG durante fase elaiotecnica (kg di CO₂eq/U.F.)

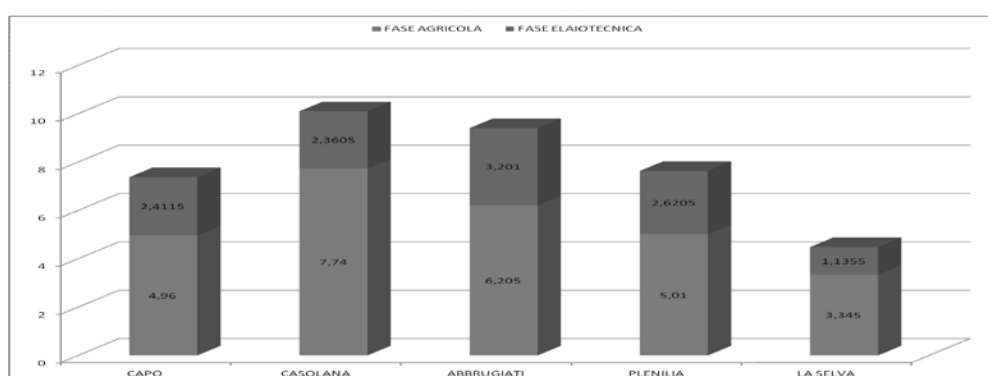


Figura 3: Comparazione delle emissioni di GHG fra le due fasi (kg di CO₂eq/U.F.)

4. Conclusioni

Dall'analisi condotta appare chiaro che è la fase agricola a rappresentare il contributo maggiore in termini di emissioni di GHG. In essa la concimazione e i trattamenti fitosanitari sono i fattori di impatto maggiore (per gli input utilizzati). Per i sistemi di conduzione delle aziende agricole che conferiscono le olive (biologico o convenzionale) i dati delle emissioni di GHG non mostrano nessuna significativa differenza. In riferimento alla fase industriale (estrazione olio e confezionamento) si può affermare che il sistema di estrazione (pressione o centrifugo) è la variabile principale che determina i consumi energetici e di conseguenza le emissioni di GHG correlate. L'automazione del processo di estrazione e le portate orarie dei frantoi con sistema centrifugo permettono un risparmio notevole in termini di consumi energetici (kWh/kg di olio estratto) e di input utilizzati (fiscoli). Per ciò che concerne la fase di confezionamento si può notare che l'imballo primario in vetro rappresenta un fattore fondamentale nel bilancio generale delle emissioni. In riferimento alla tipologia di olio (DOP, BIO, o standard) non ci sono elementi significativi che possono far esprimere una preferenza (in termini di emissioni di GHG) di una tipologia rispetto ad un'altra.

5. Bibliografia

- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., et al.: Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology. *Adv. Ecol. Res.* 30: 113-175, (2000).
- Baldocchi, D.D., Hicks, B.B., Meyers, T.P.: Measuring biosphere-atmosphere exchange of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecol. Monogr.* 69: 1331-1340, (1988).
- Di Giovacchino L., Prezioso S., (2006). "Utilization of olive mill by-products", Atti Olivebiotecq 2006, Marsala, novembre 2006.
- Ecoinvent, 2010. Ecoinvent Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. FIVS (2008) International Wine Carbon Calculator Protocol, Available at <http://fivs.org/home.htm>, last accessed on 15 January 2012
- Envirodec, (2014). PCR "UN CPC 21537 VIRGIN OLIVE OIL AND ITS FRACTIONS", <http://www.envirodec.com/en/PCR/Detail/?Pcr=5934#.U2uNAvtLo> last accessed 08/05/2014
- Greenhouse Gas Protocol - Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, (2011)
- Intini, F., Kühtz, S. & Rospi, G. (2011). Energy Recovery of the Solid Waste of the Olive Oil Industries- LCA Analysis and Carbon Footprint Assessment. *Journal of Sustainable Energy & Environment* 2 (2011) 157-166.
- IPCC, (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. Prepared by the IPCC/OECD/IEA, Paris, France. J.T., Houghton, Melra Filho L.G., Um B., Trdanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds).
- Lucchetti, M.C., Romano, I. & Arcese, G. (2012). Carbon Footprint: un'analisi empirica per la produzione di olio. (Paper presented at the VI Convegno della Rete Italiana LCA "Dall'Analisi del Ciclo di Vita all'impronta Ambientale" Bari).
- Nardino, M., Pernice, F., Rossi, F., Georgiadis, T., Facini, O., Motisi, A., & Drago, A. (2013). Annual and monthly carbon balance in an intensively managed Mediterranean olive orchard. *Photosynthetica*, 51, 63-74.
- Notarnicola B., Salomone R., Petti L., Renzulli P.A., Roma R., Cerutti A. K. (in press) Life Cycle Assessment in the agri-food sector. International practices, Italian experiences, methodological issues and definition of practical guidelines Springer.
- PAS 2050:2011, (2011) Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services
- Pattara C., Cappelletti G.M., Cichelli A., (2010) Recovery and use of olive stones: commodity, environmental and economic assessment, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14 (5), 1484-1489.
- Polo, J.A., Salido, J.A., Mourelle, A. (2010). Calculation and verification of carbon footprint in agricultural products. (Paper presented at the LCA food VII Conference on Life Cycle Assessment in the agri-food Sector, Bari, Italy).
- Salmoral, G., Aldaya M.M., Chico, D., Garrido, A. & Llamas, M. R. (2011). The water footprint of olives and olive oil in Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research* 2011 9(4), 1089-1104.
- Salomone, R., Cappelletti, G.M., Ioppolo, G., Mistretta, M., Nicoletti, G., Notarnicola, B., Olivieri, G., Pattara, C., Russo, C., Scimia, E., (2010). Italian experiences in life cycle assessment of olive oil: a survey and critical review. In: VII International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, vol. 2. Conference Proceedings, Bari, 22-24 September, pp. 265-270.
- Scotti, M., Bondovalli, C. & Bodini, A. (2009). Ecological Footprint as a tool for local sustainability: The municipality of Piacenza (Italy) as a case study. *Journal of Environmental Impact Assessment Review* 29, 39-50.
- Swinbank, W.C. (1951): The measurement of vertical transfer of heat and water vapour by eddies in the lower atmosphere. *J. Meteorol.* 8: 135-145.

Carbon Footprint di cinque aziende florovivaistiche della Riviera di Ponente in Liguria

Patrizi N.¹, Neri E.², Morandi F.³, Niccolucci V.⁴, Pulselli F.M.⁵, Paoli C.⁶, Vassallo P.⁷, Bastianoni S.⁸
^{1,3,4,5,8} C.R.E.A. - Centro di Ricerca Energia e Ambiente, Colle di Val d'Elsa (Siena), Ecodynamics Group, Università di Siena

² C.R.E.A. - Centro di Ricerca Energia e Ambiente, Colle di Val d'Elsa (Siena), INDACO₂ spin-off, Università di Siena, elena.neri@unisi.it

^{6,7} Università di Genova

Abstract

La produzione florovivaistica in Liguria rappresenta il 20% di quella Nazionale. La floricoltura necessita l'utilizzo di molti input quali energia, acqua, fertilizzanti e pesticidi, generando impatti in tutti i comparti ambientali. In questo studio sono state analizzate cinque aziende florovivaistiche rappresentative della Riviera di Ponente, in Liguria, all'interno del progetto LIFE+ SUMFLOWER. L'applicazione è stata focalizzata sulla categoria di impatto Carbon Footprint per 1 m² di ciascuna metodologia di coltivazione (serra, ombraio, tunnel/tettoia e pieno campo), per le aziende totali e per 1 m² medio di ciascuna azienda. I risultati evidenziano che la coltivazione in serra è la più impattante. Il range di Carbon Footprint, stimato per 1 m² medio di azienda, varia da 0.70 a 8.17 kg di CO₂ eq.

1. Introduzione

La valutazione della sostenibilità ambientale di un sistema, più o meno complesso, consiste nell'analisi di tutte le sue componenti e relazioni, prendendo in considerazione le risorse che lo alimentano, i processi di trasformazione che avvengono all'interno del sistema e gli output. Quindi, la sostenibilità è una proprietà del sistema e negli ultimi anni indicatori e metodologie sono stati proposti per valutarla. Gli indicatori di sostenibilità possono essere applicati ai sistemi di produzione per analizzare il fabbisogno di risorse, l'efficienza e le conseguenze ambientali, nonché per orientare i "product designer", i produttori e i consumatori a fare scelte più sostenibili (Grönroos et al., 2006; Kronenberg, 2007; Waage, 2007). A livello globale il settore della floricoltura occupa circa 650.000 ettari, 300.000 dei quali sono dedicati alla coltivazione di fiori recisi. All'interno dell'UE, l'Olanda è il paese leader con il 33% della produzione e dei ricavi della floricoltura europea, seguiti dall'Italia e dalla Germania, che rappresentano rispettivamente il 13% e 12% (EUROSTAT, 2012). La floricoltura può essere considerata come un tipo particolare di agricoltura, più precisamente una forma agricola intensiva. In realtà, questo tipo di produzione richiede il consumo di molti input quali energia, acqua, fertilizzanti, pesticidi etc. Quindi la floricoltura può essere considerata come un processo di produzione agro-industriale (Newman, 2011). Le piante ornamentali sono caratterizzate da una rapida crescita e necessitano un costante apporto di sostanze nutritive e acqua, oltre ad un consumo consistente di energia per il riscaldamento delle serre, laddove presenti. Per questi motivi la floricoltura genera spesso problemi ambientali connessi al rilascio di sostanze inquinanti in tutti i comparti ambientali.

Nel presente studio sono state analizzate cinque aziende florovivaistiche situate nella parte occidentale della Regione Liguria, all'interno di un progetto LIFE+, con acronimo SUMFLOWER (Sustainable Management of FLOriculture in WEstern Riviera - gestione sostenibile della floricoltura nella Riviera di Ponente). Il progetto SUMFLOWER ha avuto come obiettivo principale l'analisi e la valutazione del livello di sostenibilità della floricoltura nella Regione Liguria, così come la caratterizzazione e la riduzione dei principali impatti ambientali sull'ambiente circostante (Mariotti e Roccotiello, 2013). In particolare, è stata condotta una Life Cycle Assessment "from cradle to gate" delle cinque aziende, ponendo particolare attenzione ai consumi energetici. Lo studio, quindi, è stato focalizzato sul calcolo della Carbon Footprint.

Questa scelta è legata ad una specifica richiesta dei floricoltori, interessati ad un possibile risparmio, anche a carattere economico, dall'utilizzo di combustibili fossili e elettricità.

In letteratura sono presenti pochi studi, basati sulla metodologia LCA, riguardanti la coltura di piante ornamentali o la floricoltura in genere. In Italia è stato realizzato un progetto per la Dichiarazione Ambientale di Prodotto sui fiori di Terlizzi (Russo, 2004), dove sono state confrontate aziende con coltura idroponica a ciclo semichiuso e a ciclo aperto, ed esaminati i processi produttivi di rose e ciclamini. A livello internazionale, invece, sono stati pubblicati studi LCA su rose recise, prodotte in Ecuador e in Olanda (Franze e Citroth, 2011) oppure in Etiopia (Sahle e Potting, 2013), waxflowers o fiori di cera (Michael, 2011) e stelle di Natale (Soode et al., 2013).

2. Materiali e metodi

2.1. Descrizione dei sistemi studiati

Nella Regione Liguria sono collocate oltre il 20% delle aziende florovivaistiche nazionali. Nelle Province di Imperia e Savona è concentrato il 94% delle aziende presenti nella Regione.

Le informazioni necessarie per lo studio sono state raccolte, tramite intervista diretta, in 10 aziende (8 in Provincia di Imperia e 2 in Provincia di Savona), ma solo cinque di loro hanno fornito dati con dettagli sufficienti per effettuare un'analisi consistente.

Queste cinque aziende florovivaistiche (identificate con i nomi: Azienda 2, Azienda 3, Azienda 5, Azienda 6 e Azienda 8) si differenziano per estensione, specie di fiori coltivati (es. ranuncolo, fogliami, varie piante in vaso) e metodologie di coltivazione (es. pieno campo, serra calda e fredda, ombraio e tunnel/tettoia). I dettagli delle caratteristiche di ogni singola azienda sono riportati in Tabella 1.

	AZIENDA 2	AZIENDA 3	AZIENDA 5	AZEINDA 6	AZIENDA 8
Serre calde	3,000	6,000	1,800	5,500	-
Ombraio	1,000	13,500	-	2,000	7,000
Pieno campo	-	3,200	4,500	1,500	33,000
Tettoia/tunnel	-	800	3,200	-	-
Serre fredde	-	-	500	-	-
Totale	4,000	23,500	10,000	9,000	40,000

Tabella 1: Estensione delle cinque aziende suddivisa per metodologia di coltivazione, in m²

Nonostante le differenti metodologie produttive riscontrate, il ciclo produttivo florovivaistico delle aziende in esame, può essere suddiviso in tre fasi principali: produzione, raccolta e confezionamento (pre-commercializzazione) e distribuzione (Figura 1).

L'ultima fase non è stata valutata perché non inclusa negli scopi del progetto. Nel diagramma del processo produttivo sono identificati i principali input (a sinistra), i relativi output (a destra) e i confini del sistema (linea tratteggiata).

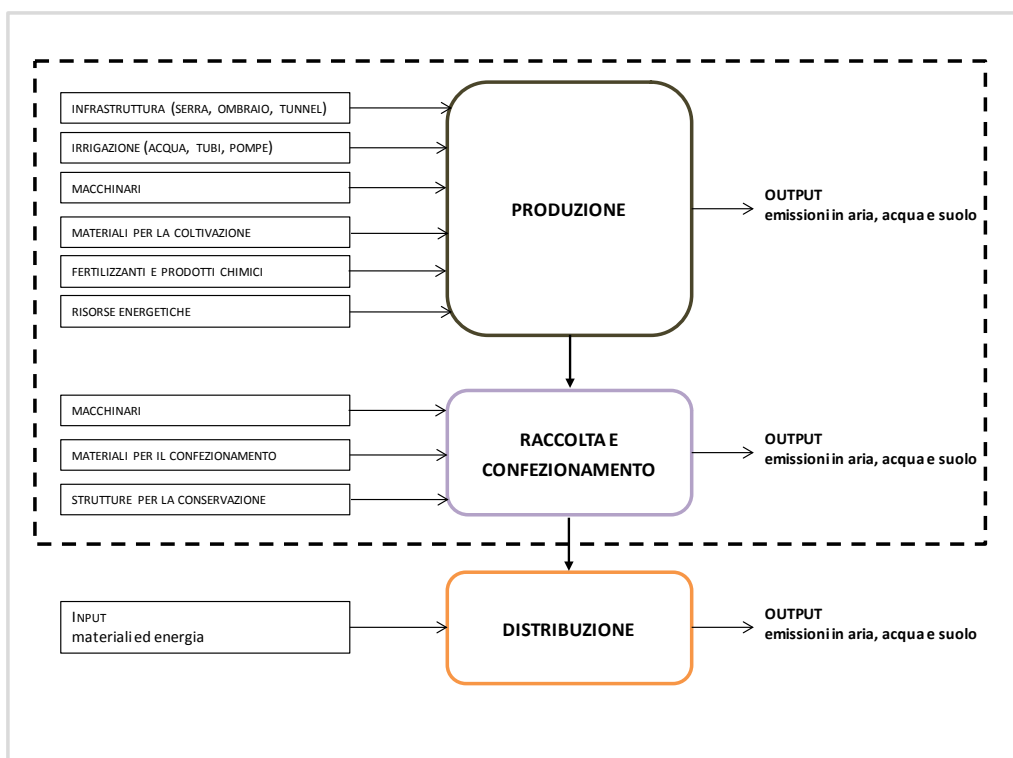


Figura 1: Diagramma dei flussi in input e output del processo produttivo florovivaistico

2.2. Obiettivo e campo di applicazione

L'obiettivo del presente studio è stato quello di tracciare il profilo ambientale, focalizzato sulla Carbon Footprint, di cinque aziende rappresentative del settore florovivaistico della zona del Ponente Ligure e proporre possibili soluzioni di miglioramento.

L'unità funzionale a cui sono stati riferiti tutti gli impatti è 1 m^2 di singola tipologia di coltivazione di ogni azienda: 1 m^2 di serra, 1 m^2 di ombraio, 1 m^2 di pieno campo ecc. Questa unità funzionale ha permesso di valutare gli impatti totali delle aziende analizzate, ottenuti come somma degli impatti delle singole tipologie di coltivazione. In altre parole l'attenzione è stata focalizzata sull'intera azienda, indipendentemente dalla produzione, come da oggetto del progetto di ricerca.

Dopo aver definito il sistema, i suoi confini e l'unità funzionale, sono stati raccolti i dati primari totali di materia ed energia utilizzati dalle aziende, riferiti all'anno 2012 (cioè ogni azienda ha fornito il totale di tali flussi, che sono stati poi allocati in funzione delle estensioni delle singole metodologie di coltivazione e del tempo di vita). Non sono stati forniti dati su rifiuti ed emissioni dirette. I primi, quindi, non sono stati inclusi nell'analisi, mentre le seconde sono state calcolate. Per quanto riguarda le emissioni dirette in aria, legate all'utilizzo dei pesticidi, è stato utilizzato il metodo proposto da EMEP/EEA et al. (2009), considerando i principi attivi dei composti chimici. Per le emissioni dirette nel suolo e nelle acque superficiali è stato utilizzato il metodo proposto da Audsley et al. (2003). Infine, i dati, a seconda della tipologia e per agevolare la discussione dei risultati, sono stati aggregati in sei macrocategorie: infrastrutture (materiali per le infrastrutture), macchinari (materiali di cui sono costituiti i macchinari e i mezzi utilizzati), consumi energetici (consumi di combustibile, sia per i mezzi che per il riscaldamento, e di energia elettrica), prodotti chimici e ammendanti (fertilizzanti, pesticidi, insetticidi e ammendanti) e altri input (materiali utilizzati per l'irrigazione, per la conservazione dei fiori recisi, i magazzini, gli imballaggi e gli altri eventuali input che non appartengono a nessuna delle precedenti macrocategorie).

L'analisi è stata svolta utilizzando il software SimaPro 7.3 (PRé Consultants, 2012). Il metodo utilizzato per la valutazione degli impatti è stato "single issue", IPCC 2007 (IPCC, 2007).

3. Risultati e discussione

Poiché le cinque aziende oggetto dello studio differiscono per le tipologie di strutture utilizzate per la coltivazione florovivaistica, è stata approfondita la valutazione dell'impatto potenziale di ciascuna tipologia di struttura (es. serra, ombraio, tettoia e pieno campo). Quindi il primo step è stato il calcolo degli impatti relativi a 1 m² di ogni struttura produttiva per ciascuna azienda, ad esempio, per l'azienda 2 sono stati calcolati gli impatti per 1 m² di serra e di 1 m² di ombraio (Tabella 2).

	AZIENDA 2	AZIENDA 3	AZIENDA 5	AZIENDA 6	AZIENDA 8
serre calde	8.73	6.05	6.96	6.23	-
ombraio	6.52	2.16	-	3.83	1.38
pieno campo	-	1.72	2.78	2.67	0.56
tettoia/tunnel	-	2.23	3.54	-	-
serre fredde	-	-	6.52	-	-

Tabella 2: Carbon Footprint (CO₂ eq) di 1 m² di ciascuna struttura delle cinque aziende

Per quanto riguarda la coltivazione in serra, gli impatti maggiori sono dovuti ai materiali che costituiscono le serre e ai consumi di elettricità e gasolio per il riscaldamento. Anche negli ombrai gli impatti maggiori sono legati ai materiali che costituiscono le strutture e il consumo di energia elettrica. I fertilizzanti, gli imballaggi ed i materiali per l'irrigazione hanno contributi inferiori al 20%. La coltivazione in pieno campo presenta impatti più alti per i materiali utilizzati per l'irrigazione, seguiti dall'utilizzo di energia elettrica, fertilizzanti, contenitori e dai macchinari utilizzati per le coltivazioni su suolo. Per quanto riguarda le tettoie, i contributi dei vari input all'impatto totale sono molto simili alla coltivazione in pieno campo.

Il secondo step è stato il calcolo della Carbon Footprint totale di ciascuna azienda applicando la seguente formula:

$$I_{\text{azienda totale}} = \sum_{\text{struttura}} (I_{\text{m}^2 \text{ di struttura}} \times S_{\text{struttura}})$$

dove $I_{\text{azienda totale}}$ rappresenta gli impatti dell'azienda totale, $I_{\text{m}^2 \text{ di struttura}}$ sta per gli impatti potenziali riferiti ad 1 m² di struttura presente in ciascuna azienda ed $S_{\text{struttura}}$ è la superficie, in m², occupata dalle diverse tipologie di strutture in ciascuna azienda (Tabella 1).

In Figura 2 sono riportati i contributi percentuali di ciascuna tipologia di struttura all'impatto totale di ogni azienda.

Il contributo maggiore, sull'impatto totale, delle cinque aziende analizzate è dato dalla tipologia di coltivazione in serra, laddove presente. I contributi maggiori derivano da ferro, nylon e vetro delle strutture, consumi di combustibile fossile per il riscaldamento ed elettricità per l'irrigazione e illuminazione. Fa eccezione l'azienda 8, in cui la coltivazione in pieno campo costituisce più del 60% degli impatti (dovuto principalmente alla considerevole differenza di estensione di tale coltivazione, rispetto all'ombraio, Tabella 1). In questo caso i contributi maggiori derivano dal consumo di combustibili fossili per i macchinari e di elettricità per l'irrigazione.

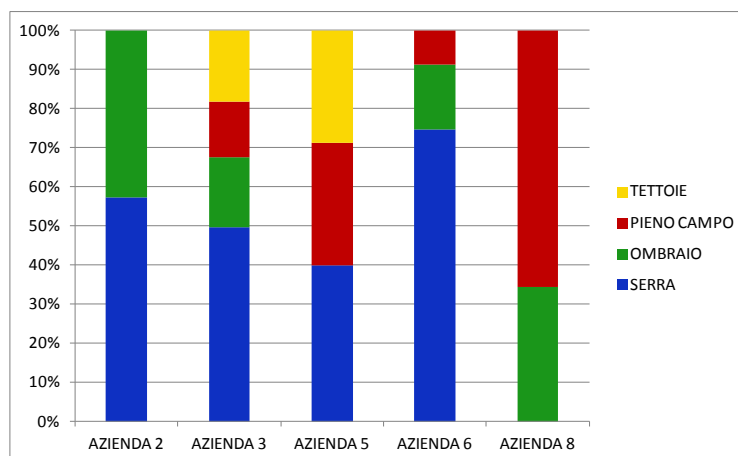


Figura 2: Contributi delle diverse metodologie di coltivazione all'impatto totale (Carbon Footprint), espressi in %, di ciascuna azienda

I risultati così ottenuti, però, sono fortemente dipendenti dalle estensioni delle singole tipologie di coltivazione in ciascuna azienda e scarsamente comparabili tra sé in termini di valori assoluti.

Al fine, quindi, di rendere confrontabili i cinque casi di studio, è stata scelta come unità funzionale 1 m² medio di azienda. Il valore finale è stato calcolato applicando la seguente formula:

$$I_{m^2} = \frac{I_{\text{azienda totale}}}{S_{\text{totale azienda}}}$$

dove I_{m^2} rappresenta gli impatti di 1 m² medio di azienda, $I_{\text{azienda totale}}$ rappresenta gli impatti dell'azienda totale (precedentemente calcolati) ed $S_{\text{totale azienda}}$ è la superficie totale di ciascuna azienda (Tabella 1). I valori così calcolati, riportati in base alle macrocategorie di input descritte nel paragrafo 2, sono rappresentati in Figura 3.

A questo punto, quindi, individuate le tipologie di strutture più impattanti sul totale di ciascuna azienda, sono stati valutati gli input (raggruppati in macrocategorie) che incidono maggiormente sull'impatto considerato.

Come è possibile osservare in Figura 3, l'azienda 2 presenta impatti per m² più alti, seguita dall'azienda 6, azienda 5, azienda 3 e infine azienda 8.

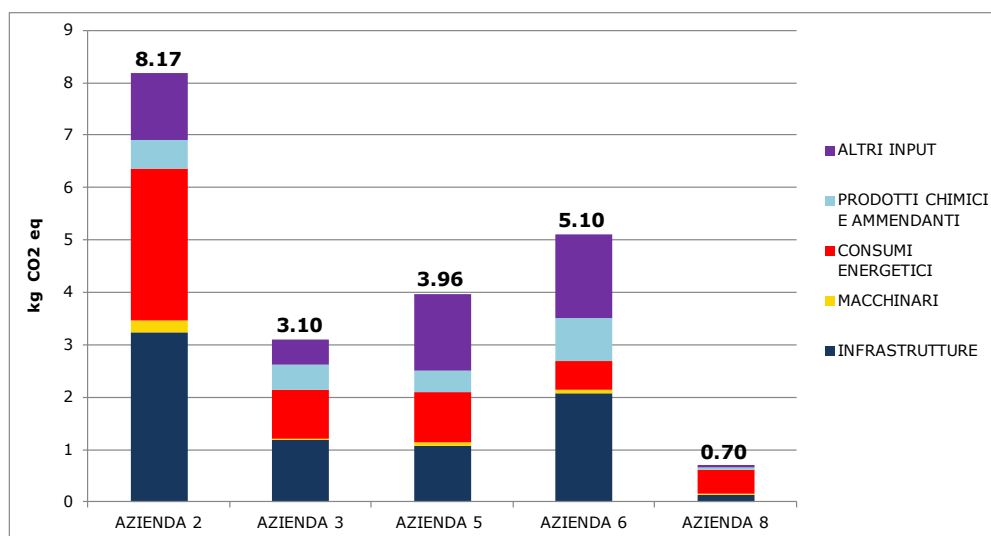


Figura 3: Carbon Footprint relativa ad un m² di azienda, suddiviso per le diverse macrocategorie (U.F. 1 m² medio di azienda)

I contributi maggiori, all'impatto totale di ciascuna azienda, sono dovuti principalmente alle infrastrutture, consumi energetici, altri input e prodotti chimici, mentre i macchinari risultano trascurabili.

Nello specifico, l'azienda 2 presenta contributo sull'impatto totale di 39% per le infrastrutture, seguite da i consumi energetici, che pesano per il 35% e da altri input (16%). Risultano trascurabili i prodotti chimici, macchinari e altri input. Anche l'azienda 3 mostra impatti più alti per la macrocategoria infrastrutture (38%), seguita dai consumi energetici (31%). Prodotti chimici e altri input presentano percentuali simili (circa il 15%) sull'impatto totale.

L'azienda 5 mostra, invece, un contributo del 34% per la macrocategoria altri input, mentre infrastrutture, consumi energetici e prodotti chimici registrano rispettivamente il 27%, 24% e 10% dell'impatto totale.

Per quanto riguarda l'azienda 6, gli impatti maggiori sono dovuti alle infrastrutture (41%) seguiti dalla macrocategoria altri input (31%), mentre prodotti chimici e consumi energetici riportano percentuali del 16% e 11%.

Nell'azienda 8, invece, i consumi energetici registrano gli impatti più alti (65%) seguiti dalle infrastrutture (19%) e dai prodotti chimici (7%), mentre la macrocategoria altri input ha una percentuale inferiore al 10% dell'impatto totale. Dalla Figura 3 è evidente che l'azienda 8 è quella che ha impatti inferiori. Poiché alcune specie di piante e fiori sono prodotte da tutte le aziende analizzate, ma con metodologie di coltivazione differenti, si evince che le strategie adottate dall'azienda 8 dovrebbero essere implementate anche nelle altre.

In letteratura esistono pochi studi di applicazione della metodologia LCA al settore florovivaistico. I contributi, in percentuale, delle varie macrocategorie (es. consumi energetici, infrastrutture) all'impatto totale delle aziende è in linea con quanto calcolato da Russo (2004) nello studio di Ecoflower Terlizzi. Michael (2011) riporta un impatto che varia da 4.48 a 7.68 kg CO₂ eq per la coltivazione e l'impacchettamento della specie *Chamelau-cium spp* (U.F. 1 m² di pieno campo). Questi risultati sono più alti rispetto ai valori ottenuti per 1 m² di coltivazione in pieno campo delle aziende analizzate (tra 0.56 e 2.78 kg CO₂ eq, Tabella 2). Altri studi riguardano la coltivazione di rose in Etiopia (Sahle e Potting, 2013) e in Ecuador confrontato con l'Olanda (Franze e Citroth, 2011), ma non sono mostrati risultati in valore assoluto, quindi sono difficilmente confrontabili con il presente lavoro.

4. Conclusioni

In generale, le coltivazioni florovivaistiche sono produzioni che richiedono un congruo utilizzo di risorse non rinnovabili nel caso dei pesticidi, fertilizzanti, regolatori della crescita, riscaldamento, strutture produttive come le serre e gli imballaggi, per rendere i prodotti (fiori/piante) uniformi e di alta qualità (Krug et al., 2008; Lopez et al., 2008). Questo lavoro ha permesso di evidenziare che i materiali di cui sono costituite le infrastrutture e i consumi energetici rappresentano gli aspetti più critici. Mentre risulta difficile poter ridurre gli impatti derivanti dalle strutture, è, invece, possibile intervenire sui consumi energetici, grazie all'utilizzo di fonti alternative. Per esempio l'installazione di serre fotovoltaiche potrebbe ridurre l'utilizzo di energia elettrica dal mix nazionale. Altri miglioramenti da proporre possono essere, ad esempio, il riciclo delle risorse idriche e dei materiali plastici e l'implementazione dei sistemi di difesa biologici (Lopez et al., 2008).

In linea generale, è possibile suggerire, alle aziende oggetto di studio, di suddividere le colture e trattarle in base alle esigenze specifiche di ciascuna. Ad esempio una possibile suddivisione potrebbe essere basata sulla temperatura ottimale di crescita, oppure sulla richiesta di fertilizzanti e acqua. In tal modo potrebbero essere ottimizzati i consumi con una conseguente riduzione degli impatti totali.

5. Bibliografia

Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliett, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., Van Zeijts, H., 2003. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report. Concerted action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture, Brussels.

Eurostat 2012. Flowers and ornamental plants: number of farms and areas by size of farm (UAA) and size of flower and ornamental plant area. Viewed 9 Jan 2013
http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef_lu_alflower&lang=en

EMEP/EEA, Webb, J., Hutchings, N., Amon, B., 2009. Air pollutant emission inventory guidebook. Technical report no. 6/2009 Part B-4G. European Environment Agency, Copenhagen.

Franze J., Ciroth A., 2011. A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands. *International Journal of LCA*, 16, 366-379

IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the IPCC. Solomon, S., Qui, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, UK and NY, USA.

Kronenberg, J., 2007. Making consumption "reasonable". *Journal of Cleaner Production* 15, 557-566.

Krug B.A., Burnett S.E., Dennis J.H., Lopez R.G., 2008. Growers look at operating a sustainable greenhouse. *GMPro* 28,43-45

Lopez R.G., Burnett S.E., Dennis J.H., Krug B.A., 2008. 8 steps to take to become sustainable. *GMPro* 28:26-29, 50.

Mariotti, M.G., Roccotiello, E., 2013. Una floricoltura sostenibile è possibile: le buone pratiche di SUMFLOWER. In: Mariotti, M.G., Roccotiello, E. (Eds), *Floricoltura Sostenibile: manuale e linee guida*. Del Gallo editori s.r.l. Green Printing, Spoleto, in Italian.

Michael D., 2011. Life Cycle Assessment of Waxflowers (*Chamelaucium* spp.). Paper presented to 7th Australian Conference on Life Cycle Assessment, Melbourne. 14 April 2011.

Newman, S.E., 2011. Floriculture. In: Nriagu JO (Ed.) *Encyclopedia of Environmental Health*, 2. Elsevier, Burlington, pp. 756-768.

PRé Consultants, 2012. SimaPro 7.3, LCA software. Amersfoort. The Netherlands. Viewed on 07 Jan 2013
www.pre.nl www.pre.nl/simapro/default

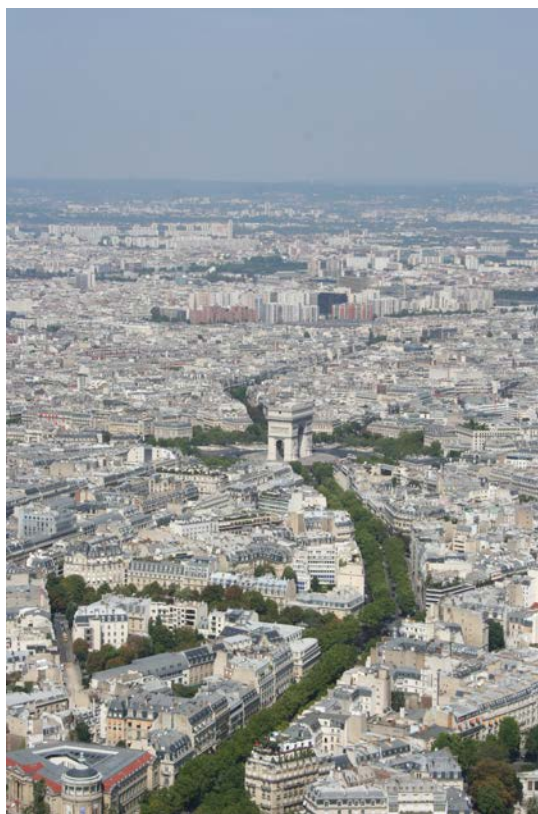
Russo G., 2004. Inventario del ciclo di vita dei fiori Analisi del Ciclo di Vita dei fiori risultati delle analisi di LCA sulle aziende floricole. Progetto dimostrativo per la Dichiarazione ambientale di prodotto: i fiori di Terlizzi ed il marchio ecologico locale Ecoflower Terlizzi, LIFE04 ENV/IT/000480. Summary Report.

Sahle A., Potting J., 2013. Environmental life cycle assessment of Ethiopian rose cultivation. *Science of the Total Environment*, 443, 163-172.

Soode E., Weber-Blaschke G., Richter K. 2013. Comparison of product carbon footprint standards with a case study on poinsettia (*Euphorbia pulcherrima*). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 1280-1290.

Waage, S.A., 2007. Re-considering product design: a practical "road-map" for integration of sustainability issues. *Journal of Cleaner Production* 15, 638-649.

EDILIZIA



La Life Cycle Assessment come strumento di supporto per le piccole e medie imprese: un caso studio in Sicilia

Autori: Maurizio, Cellura¹; Marco, Beccali¹; Valerio, Lo Brano¹; Massimo, Morale¹; Aldo, Orioli¹; Giovanni, Salemi²

¹Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici,
Università degli Studi di Palermo

² Regione Sicilia, Assessorato Territorio e Ambiente, Dipartimento Urbanistica

Email Coordinatore: maurizio.cellura@unipa.it

Abstract

L'Unione Europea mira ad orientare il mercato verso una crescente domanda di prodotti e servizi eco-efficienti ed eco-sostenibili. Le PMI, per essere competitive sul mercato, hanno la necessità di superare il gap tecnologico e di competenze che spesso le caratterizza ed avviare processi produttivi eco-orientati. In tale contesto nasce il Centro di Ricerca Italo-Maltese per la Sostenibilità Ambientale e le Fonti Rinnovabili (CRIM-SAFRI), che si propone di offrire una significativa opportunità di crescita e sviluppo per il tessuto produttivo dell'area del Mediterraneo, contribuire a ridurre i consumi energetici, le emissioni di gas serra e di altre sostanze inquinanti connessi ai processi produttivi e favorire la penetrazione nel mercato di prodotti e servizi a basso impatto energetico - ambientale. La Life Cycle Assessment sarà uno degli strumenti principali impiegati a supporto delle attività del Centro.

1. Introduzione

La sfida del futuro è raggiungere una produzione ed un consumo sostenibili. Gli attuali modelli di produzione e consumo producono invece impatti significativi su scala locale e globale, pur in presenza di crescenti timori sul futuro dell'approvvigionamento energetico e della disponibilità di materie prime in grado di fronteggiare livelli di consumo in costante aumento (European Commission, 2007). Occorre quindi che le politiche future siano orientate a realizzare dei modelli di produzione e consumo sostenibili, in cui la crescita economica sia armonizzata con le esigenze ambientali e sociali.

In questo contesto, la Commissione Europea ha avviato importanti iniziative per la promozione di strategie di produzione e consumo sostenibili e per la riduzione degli impatti ambientali di prodotti e servizi lungo l'intero ciclo di vita, al fine di orientare il mercato verso soluzioni più sostenibili, migliorare la competitività delle imprese e incoraggiare la domanda e l'offerta di prodotti e servizi più ecologici.

In particolare, il piano d'azione "Produzione e consumo sostenibili" e "Politica industriale sostenibile" (Commission of the European Communities, 2008) illustra la strategia della Commissione volta a sostenere un approccio integrato nell'Unione Europea e a livello internazionale a favore di un consumo e di una produzione sostenibili e per la promozione di una politica industriale sostenibile. Il piano consente di identificare e superare le barriere per la diffusione delle strategie di produzione e consumo sostenibile, si propone di migliorare la resa energetica e ambientale dei prodotti lungo tutto il loro ciclo di vita, di promuovere ed incentivare la domanda di prodotti e di tecnologie di produzione a minore impatto ambientale, aiutando i consumatori a scegliere in maniera eco-orientata, con l'ausilio di etichettature ambientali che diano chiare indicazioni sulle prestazioni di manufatti e servizi.

Diversi sono gli strumenti a disposizione della Commissione Europea per il conseguimento degli obiettivi del piano.

Con riferimento al miglioramento della resa dei prodotti in termini energetici ed ambientali, sono state emanate le direttive sulla progettazione ecocompatibile dei "prodotti che consumano energia (Energy using Products – EuP)" (European Union, 2005; 2008) e dei

“prodotti connessi all’energia (energy related Products – ErP)” (European Union, 2009), che forniscono norme per l’elaborazione di specifiche per la progettazione ecocompatibile di prodotti che consumano energia o che contribuiscono al consumo di energia, al fine di garantirne la libera circolazione in tutto il mercato interno, adottando una prospettiva di ciclo di vita.

Con riferimento alla promozione ed incentivazione della domanda di prodotti e di tecnologie di produzione a minore impatto ambientale, sono stati sviluppati diversi sistemi di etichettatura che forniscono ai consumatori informazioni sulla resa energetica ed ambientale dei prodotti. Tra i principali si ricordano il marchio Ecolabel (Unione Europea, 2009), il marchio Energy Star (Unione Europea, 2008), l’Environmental Product Declaration (European Commission, 2002), e i nuovi Product Environmental Footprint (PEF) e Organizational Environmental Footprint (OEF) (European Commission, 2013). In particolare questi ultimi rappresenteranno nel prossimo futuro importanti strumenti per l’immissione sul mercato di prodotti e servizi a basso impatto ambientale e la misurazione delle prestazioni ambientali delle organizzazioni con un approccio di ciclo di vita.

Con particolare riferimento alle Piccole e Medie Imprese (PMI), che nel 2008 hanno rappresentato circa il 99,8% delle imprese attive del tessuto imprenditoriale europeo (EU-27) e circa il 58,6% del valore aggiunto dell’economia europea (Eurostat, 2011), sarà importante avviare dei processi di produzione a basso impatto energetico-ambientale e politiche mirate alla promozione di prodotti eco-orientati, per accedere più agevolmente alla fascia di mercato dei “green consumers”.

Tuttavia va evidenziato che vi è, da parte delle PMI, una notevole difficoltà nell’attuazione di iniziative eco-efficienti e tecnologicamente innovative, da attribuire alla carenza di un sufficiente know-how scientifico e ad un difficile accesso al credito per finanziare iniziative di ricerca. Le PMI infatti dispongono di mezzi e risorse umane ed economiche limitati, che si traducono spesso in una carenza di personale adeguatamente formato sui temi dell’innovazione, della sostenibilità ambientale e dell’eco-progettazione.

Nell’ambito del contesto sopra evidenziato, risulta fondamentale la diffusione di strutture e centri di ricerca in grado supportare le imprese nell’adozione di strategie innovative eco-orientate e di standard di eccellenza sia dal punto di vista ambientale che gestionale, nell’ottenimento di certificazioni ambientali, nell’attuazione di una progettazione sempre più oculata che tenga conto della biocompatibilità e della sostenibilità dei prodotti e dei servizi, con particolare riferimento al loro ciclo di vita, dal reperimento delle materie prime ai processi produttivi dei materiali, alle modalità di uso, manutenzione e dismissione del bene.

2. Il Centro di ricerca CRIM-SAFRI

Un ruolo fondamentale nell’attuazione delle strategie di produzione e consumo sostenibili spetta al settore edile, che è responsabile, a livello europeo, di circa il 42% dei consumi finali di energia, del 50% dei consumi di materie prime, di circa il 35% delle emissioni di gas serra e di circa il 50% della produzione di rifiuti. Tali impatti sono attribuibili principalmente al comparto residenziale (che rappresenta circa il 46% del patrimonio edilizio complessivo), ed in misura minore al settore non residenziale (31%) ed all’ingegneria civile (23%) (European Union, 2007).

I dati sopra esposti evidenziano come sia importante focalizzare l’attenzione su attività di ricerca mirate all’adozione di strumenti e tecniche per la progettazione consapevole degli edifici, alla produzione di manufatti e prodotti edili con elevate prestazioni energetico - ambientali, all’adozione di pratiche di risparmio energetico e di materie prime, all’utilizzo di

tecnologie alimentate da fonti rinnovabili di energia ed alla definizione di criteri relativi alla qualità ed al comfort degli ambienti costruiti.

In questo contesto nasce il Centro di Ricerca Italo-Maltese per la Sostenibilità Ambientale e le Fonti Rinnovabili (CRIM-SAFRI), un polo di ricerca e di eccellenza con sedi ad Agrigento (Sicilia) e a Malta, che ha l'obiettivo di supportare le autorità locali e le PMI nell'attuazione di strategie di produzione e consumo sostenibili.

Il Centro CRIM-SAFRI nasce da un progetto strategico finanziato nell'ambito del Programma Operativo Italia-Malta 2007-2013 (Fondo Europeo per lo Sviluppo Regionale Cooperazione Territoriale Europea 2007 - 2013), che vede coinvolti otto soggetti partner, di cui sei italiani (Regione Sicilia – Assessorato Regionale Territorio e Ambiente – Dipartimento Urbanistica, Università di Palermo – Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici; Istituto di Biomedicina ed Immunologia Molecolare “Alberto Monroy” – CNR; Regione Sicilia – Assessorato Regionale dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana – Dipartimento dei Beni Culturali e dell'Identità Siciliana; Camera di Commercio di Agrigento; Med O.R.O.) e due maltesi (Malta College of Arts, Science and Technology; Malta Intelligent Energy Management Agency).

2.1. Le missioni prioritarie del Centro

Le missioni prioritarie del Centro sono essenzialmente le seguenti:

- Creare una rete di stakeholder per la diffusione dell'innovazione e una cooperazione tra ricerca e mondo dell'industria;
- Sviluppare, implementare e diffondere eco-strumenti orientati al prodotto e incoraggiare il dialogo tra consumatori, industria e fornitori per aumentare la diffusione e la consapevolezza in merito all'esistenza di prodotti eco-innovativi;
- Promuovere e valutare tecnologie, prodotti e servizi low carbon e ad alta efficienza;
- Valutare i processi di de-materializzazione delle produzioni, studiando soluzioni progettuali, impiantistiche e tecnologiche ottimali finalizzate a: ridurre l'uso di materie prime per unità di output, ridurre il consumo di risorse non rinnovabili a favore di quelle rinnovabili; attivare meccanismi di simbiosi industriale;
- Supportare le PMI nell'attuazione delle direttive di eco-design, progettazione di prodotti caratterizzati da migliori prestazioni ambientali, implementazione di sistemi di gestione ambientale e dell'energia;
- Fornire supporto scientifico alla realizzazione di campagne formative e informative sulla produzione e il consumo sostenibili;
- Svolgere il ruolo di advisor per le pubbliche amministrazioni nella definizione di strategie ottimali per il Green Public Procurement, nell'adozione di strumenti urbanistici orientati alla sostenibilità e nell'attuazione del Patto dei Sindaci.

2.2. Le azioni previste e il ruolo della Life Cycle Assessment

Una strategia in materia di produzione e consumo sostenibile ha, tra i suoi compiti principali, quello di individuare gli strumenti più adatti per valorizzare le “performance” ambientali dei prodotti e dei processi produttivi sia in termini di strumenti di verifica e di informazione, sia di in termini di leve atte a trainare l'economia verso un modello a basse emissioni di carbonio.

Occorre considerare come prioritari gli obiettivi di miglioramento delle prestazioni ambientali dei prodotti lungo l'intero ciclo di vita, riducendo gli input di materie ed energia nei processi produttivi, i consumi di energia nella fase d'uso, eliminando o sostituendo i materiali potenzialmente nocivi per l'uomo o l'ambiente, aumentando la durabilità dei prodotti, favorendo il recupero/riuso/riciclaggio dei materiali.

Sul versante energetico, peraltro, assumono sempre maggiore rilevanza le iniziative volte allo sviluppo delle tecnologie associate all'uso di fonti rinnovabili di energia, intese come grande risorsa disponibile in grado di assicurare, attraverso un quadro coordinato di strategie ed azioni, energia pulita a costi ragionevoli e sicurezza degli approvvigionamenti. Il settore delle energie rinnovabili potrebbe costituire per l'area mediterranea un'occasione importante, non solo per la promozione dell'impiego di nuove tecnologie, ma anche per lo sviluppo produttivo con evidenti ricadute economiche ed occupazionali.

Le principali attività che il Centro svolgerà nell'ambito dell'area mediterranea, a sostegno delle PMI e delle amministrazioni locali nell'ambito della ricerca applicata al miglioramento dell'eco-efficienza dei sistemi produttivi ed all'incremento della domanda di prodotti e servizi a basso impatto ambientale riguardano:

- Supporto alle attività di ricerca, sperimentazione e sviluppo di tecnologie innovative alimentate dalle fonti di energia rinnovabile (FER) (con particolare riferimento alle biomasse) ed all'uso delle Best Available Technologies (BAT), e di azioni per lo sfruttamento delle FER da parte di PMI, consorzi e reti di PMI.
- Elaborazione di un database sulle prestazioni energetico - ambientali di sistemi alimentati dalle FER, stimate attraverso la metodologia Life Cycle Assessment (LCA).
- Supporto alle PMI per la definizione di criteri di eco-design, per ridurre l'uso di materie prime per unità di output; ridurre il consumo di risorse non rinnovabili; incentivare l'impiego di risorse a basso impatto ambientale; applicare le BAT nella produzione; attivare meccanismi di simbiosi industriale. L'azione sarà sviluppata tramite l'applicazione della metodologia LCA, in particolare presso le PMI che producono "Energy Related Products".
- Supporto alle PMI per la valutazione delle prestazioni energetico-ambientali dei prodotti seguendo un approccio "life cycle thinking", l'individuazione delle criticità ambientali e l'ottenimento di certificazioni ambientali di prodotto.
- Supporto per progettazione, implementazione e mantenimento di sistemi di gestione ambientale e dell'energia presso amministrazioni locali e PMI.
- Supporto alle amministrazioni locali nella definizione delle strategie ottimali per gli acquisti verdi, con particolare riferimento agli Energy related Products.
- Elaborazione database di emissioni locali di CO₂ del 1990 in alcuni comuni della provincia di Agrigento, impiegabili nella redazione di inventari comunali di emissioni di CO₂ necessari alla redazione di Piani di Azione per l'Energia Sostenibile (PEAS) nell'ambito dell'iniziativa del Patto dei Sindaci. Le emissioni saranno stimate sia attraverso i fattori di emissione dell'IPCC che seguendo un approccio LCA.
- Supporto per definire requisiti minimi di prestazioni energetico – ambientali per i regolamenti edilizi di nuove costruzioni e ristrutturazioni, per ridurre consumi energetici ed emissioni di inquinanti; migliorare il comfort ambientale e acustico; utilizzare le FER e la progettazione bioclimatica.
- Supporto tecnico-scientifico e giuridico-finanziario ai processi di riqualificazione energetica di edifici pubblici nei centri storici, tramite integrazione delle tecnologie alimentate

da fonti rinnovabili negli edifici, progettazione bioclimatica, uso di materiali naturali a basso impatto ambientale, con l'obiettivo di raggiungere lo standard di Net Zero Energy Building.

2.3. Gli impatti sui territori coinvolti

Il progetto del Centro CRIM-SAFRI è stato concepito con l'intento di generare ricadute positive sia socio-economiche che istituzionali ed ambientali su entrambi i territori coinvolti.

Dal punto di vista economico, il progetto permetterà alle PMI di avviare percorsi di sviluppo ed accrescere know-how ed expertise per competere con prodotti e servizi eco-innovativi in un mercato caratterizzato da una crescente domanda di nuovi servizi e prodotti di qualità. Le PMI saranno quindi supportate nella realizzazione di prodotti, nello sviluppo di tecnologie, esperienze, modelli produttivi, che potranno essere inseriti nel mercato sia locale che nazionale ed internazionale. Questo avrà una ripercussione positiva sull'economia del territorio e apporterà ricchezza e benessere.

Dal punto di vista sociale la creazione di una rete tra mondo della ricerca, imprese, stakeholder, enti locali e consumatori avrà il vantaggio di diffondere a tutti i livelli modelli di produzione e consumo sostenibili.

Dal punto di vista istituzionale, il progetto consentirà innanzitutto di creare un'interfaccia tra la Regione Sicilia e il governo maltese, che potranno avviare processi di collaborazione e confronto per lo scambio di idee e competenze. Inoltre il progetto permetterà agli enti istituzionali locali di attuare interventi di produzione e consumo sostenibili nei loro territori. L'idea progettuale potrà inoltre essere disseminata nel contesto mediterraneo.

Le ricadute positive sull'ambiente riguarderanno la riduzione degli impatti energetico - ambientali dei territori coinvolti. In dettaglio, si prevede che saranno ottenuti i seguenti benefici: riduzione delle emissioni di CO₂ e di altri inquinanti, incremento dell'efficienza nell'uso delle risorse, riduzione dei consumi di materie prime ed energia, incremento dell'uso delle risorse rinnovabili in sostituzione di quelle non rinnovabili.

3. Conclusioni

Il Centro di ricerca CRIM-SAFRI si propone di affrontare problematiche comuni ai due territori della Sicilia e di Malta: condizione di ritardo rispetto agli obiettivi di Lisbona; tessuto imprenditoriale caratterizzato da PMI e micro imprese, che mostrano scarsa capacità di eco-innovazione e crescita; difficoltà di integrazione dei sistemi economici dell'area con i mercati internazionali; produzione di energia quasi esclusivamente basata sullo sfruttamento di fonti fossili.

I vantaggi connessi alla realizzazione del Centro riguardano la possibilità di scambio reciproco e integrazione di conoscenze e competenze per raggiungere obiettivi comuni di crescita ed eco-innovazione; cooperazione fra istituzioni ed enti siciliani e maltesi che operano nell'ambito delle strategie di produzione e consumo sostenibili, della ricerca ed eco-innovazione; integrazione di know-how ed expertise a livello transfrontaliero per arricchire gli strumenti a supporto delle strategie di produzione e consumo sostenibili; miglioramento delle condizioni ambientali e socio-economiche, con interventi che rispondono congiuntamente alle esigenze dei due territori; messa a sistema di esperienze pregresse ed elaborazione di un modello trasferibile al bacino del Mediterraneo.

4. Bibliografia

Commission of the European Communities 2008, COM(2008) 397 final Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan SEC(2008) 2110 e SEC(2008) 2111, Bruxelles, 16.7.2008.

European Commission, 2002, European Commission DG Environment, Evaluation of Environmental Product Declaration Schemes, Final report.

European Commission, 2007, Background document to the consultation on the action plans on sustainable consumption and production and sustainable industrial policy, Reference: IP/07/1215, Date: 06/08/2007.

European Commission, 2013, Raccomandazione della Commissione del 9 aprile 2013 relativa a relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (2013/179/UE), Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 124/1, 04.05.2013.

Eurostat 2011, Key figures on European business with a special feature on SMEs, European Union, ISBN 978-92-79-20422-7, ISSN 1830-9720, doi: 10.2785/15193.

European Union, 2005, Direttiva 2005/32/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 6 luglio 2005, relativa all'istituzione di un quadro per l'elaborazione di specifiche per la progettazione ecocompatibile dei prodotti che consumano energia e recante modifica della direttiva 92/42/CEE del Consiglio e delle direttive 96/57/CE e 2000/55/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 191/29, 22.7.2005.

European Union, 2007, Commission staff working document - Annex II to the communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - A lead market initiative for Europe - Explanatory Paper on the European Lead Market Approach: Methodology and Rationale {COM(2007) 860 final SEC(2007) 1729}, Brussels, 21.12.2007.

European Union, 2008, Direttiva 2008/28/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio dell'11 marzo 2008 che modifica la direttiva 2005/32/CE relativa all'istituzione di un quadro per l'elaborazione di specifiche per la progettazione ecocompatibile dei prodotti che consumano energia, nonché la direttiva 92/42/CEE del Consiglio e le direttive del Parlamento europeo e del Consiglio 96/57/CE e 2000/55/CE, per quanto riguarda le competenze di esecuzione conferite alla Commissione, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 81/48, 20.3.2008.

European Union, 2009, Direttiva 2009/125/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 ottobre 2009 relativa all'istituzione di un quadro per l'elaborazione di specifiche per la progettazione ecocompatibile dei prodotti connessi all'energia (rifusione), Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 285/10.

Fondo Europeo per lo Sviluppo Regionale Cooperazione Territoriale Europea 2007 - 2013 - CCI 2007 CB 163 PO 037 - PO Italia-Malta 2007 - 2013, Bando pubblico N. 01/2011 per la selezione di progetti strategici, www.italiamalta.eu.

Unione Europea, 2008, Regolamento (CE) N. 106/2008 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 15 gennaio 2008 concernente un programma comunitario di etichettatura relativa ad un uso efficiente dell'energia per le apparecchiature per ufficio, Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 39/1, 13.02.2008.

Unione Europea, 2009, Regolamento (CE) N. 66/2010 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 novembre 2009 relativo al marchio di qualità ecologica dell'Unione europea (Ecolabel UE), Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 27/1, 30.01.2010.

Valutazione LCA degli interventi per la conservazione e manutenzione delle superfici di facciata

Autori: Michele Paleari, Monica Lavagna, Andrea Campioli, Enrico De Angelis
Politecnico di Milano, Dipartimento ABC
michele.paleari@polimi.it

Abstract

La ricerca in corso, di cui si presentano i primi risultati significativi, si occupa della valutazione del profilo ambientale delle tecniche adottate più di frequente per la conservazione e la manutenzione delle superfici di facciata, sia di edifici monumentali che nell'ambito dell'edilizia comune. Essa si pone l'obiettivo di costruire un quadro di conoscenze, ora assente, a supporto della valutazione degli impatti ambientali dei processi di manutenzione e restauro. Sono state valutate 13 tecniche attinenti a 4 tipologie d'intervento, dalla pulitura al rifacimento dell'intonaco.

1. L'ambito di ricerca

Il presente articolo restituisce un primo significativo avanzamento della ricerca PRIN "Modellazione e gestione delle informazioni per il patrimonio edilizio esistente. Built Heritage Information Modeling/Management BHIMM", tutt'ora in corso, che si pone l'obiettivo di definire il quadro delle informazioni (al fine dell'utilizzo all'interno dei BIM) relative alle prestazioni ambientali nel ciclo di vita delle tecniche adottate per la conservazione e la riqualificazione degli edifici esistenti. Tali informazioni possono essere utili sia per la compilazione delle certificazioni ambientali degli edifici sia al fine di orientare le scelte tecniche di progetto, rendendo possibile il confronto di soluzioni tecnicamente equivalenti ma con impatti ambientali differenti. A titolo di esempio, si cita la pubblicazione del protocollo GBC Historic Building che contiene il credito MRCR4 (Ottimizzazione ambientale dei prodotti) finalizzato a favorire l'impiego di prodotti di cui siano stati valutati gli impatti ambientali provocati lungo il ciclo di vita.

Il procedimento di verifica del credito richiede la presentazione di dichiarazioni EPD oppure di certificazioni che attestino la riduzione degli impatti provocati sui sei indicatori ambientali del metodo EPD2008. L'interesse verso l'esistente è motivato dalla presenza sul territorio nazionale sia di un vasto patrimonio di edifici monumentali sia da un ampio patrimonio di manufatti esistenti che necessitano di manutenzione e riqualificazione. La ricerca si concentra sul settore degli interventi edilizi costituito dalle tecniche volte alla preservazione delle superfici di facciata esistenti, monumentali o comuni. Gli interventi sui fronti attengono alla manutenzione ordinaria e al restauro conservativo e sono finalizzati a prolungare la durata dello strato più esterno, garantendo la protezione degli strati interni e il decoro degli edifici. La ricerca si prefigge quindi di raggiungere l'obiettivo dichiarato attraverso la valutazione ambientale di alcune delle tecniche per la conservazione delle superfici di facciata che trovano maggiore applicazione nella pratica comune. Si sottolinea che in letteratura non si trova traccia di precedenti studi incentrati sull'analisi ambientale di questi trattamenti; esistono però alcune dichiarazioni EPD relative a prodotti per la tinteggiatura delle superfici murarie.

Le caratteristiche storico-artistiche dell'oggetto di studio determinano le tipologie di intervento che è possibile attuare e queste influenzano la scelta delle tecniche applicabili. La definizione dell'intervento è quindi connessa al livello di conservazione che si intende conseguire: maggiore è la rilevanza storico-artistica, maggiore sarà il livello di conservazione cui aspirare e minori saranno le possibilità di alterazione. Una superficie intonacata potrà quindi essere oggetto di interventi molto differenti: pulitura e consolidamento in presenza di dipinti, rimozione e sostituzione in assenza di elementi artistici.

A seconda che le superfici debbano essere conservate integralmente, conservate parzialmente o non conservate, si aprono tre diverse linee d'azione, quindi suddividere gli interventi in due categorie (monumentali vs. edilizia comune) è fuorviante: le stesse tecniche possono essere applicate in entrambi i contesti.

2. Le tecniche valutate

Si è proceduto a selezionare le tecniche di più frequente adozione, descrivere le fasi di ogni processo, raccogliere le informazioni relative a sostanze e prodotti utilizzati e valutare i profili ambientali degli interventi. L'analisi ha interessato sia la manutenzione e la conservazione delle superfici prive di caratteristiche monumentali, proprie dell'edilizia diffusa, sia il restauro e la conservazione degli elementi di pregio, tipici dei manufatti storico testimoniali. Sono stati esclusi la ristrutturazione, la trasformazione, il retrofit energetico e gli involucri trasparenti.

La scelta dell'ambito delle superfici di facciata è motivata dalla presenza di numerosi fattori che rendono queste tecniche replicabili con le stesse modalità su un'ampia casistica di manufatti. Il consolidamento strutturale e il retrofit energetico, pur attingendo da un repertorio di tecniche codificato, sono invece molto radicati alla natura architettonica dell'edificio, il cui caratteri generano il progetto di recupero. Poiché i risultati della valutazione ambientale possono essere impiegati come informazioni di progetto solo nel caso in cui possono essere lette come dati medi rappresentativi di una determinata applicazione (esattamente come accade per i costi di riferimento espressi per unità di superficie), la valutazione di interventi non standardizzabili porta un risultato che difficilmente potrà essere applicato ad altri casi studio. Al contrario, le caratteristiche delle superfici murarie sono in genere riconducibili ad un abaco di soluzioni codificate che prescindono dalla forma geometrica del manufatto e ne interessano solo l'aspetto esteriore fino ad una profondità di pochi centimetri.

La ricerca considera tutte le fasi di manutenzione, a partire dalla produzione delle materie prime e dei prodotti utilizzati fino alla loro applicazione. È prevista la valutazione della fase di cantiere, considerando i consumi per l'impiego di utensili elettrici, l'approntamento di opere provvisorie e la gestione dei rifiuti di lavorazione.

La valutazione della fase di trasporto è stata esclusa dall'analisi per due motivi: da un lato, non è stato definito un caso studio geograficamente localizzato ma l'indagine verte su tecniche comunemente applicate in tutto il contesto europeo; dall'altro, le aziende che commercializzano i prodotti chimici si occupano solo di confezionamento e distribuzione e non sono disponibili a fornire informazioni utili a localizzare gli impianti chimici per la sintesi delle sostanze. Sono state giudicate ad impatto nullo e quindi escluse a priori le attività che si fondano su azioni manuali senza il ricorso a utensili elettrici o sostanze e prodotti reperibili in commercio, come la pulitura meccanica leggera basata sull'uso di piccoli utensili manuali quali spazzole e bisturi.

Il profilo ambientale è stato analizzato con il metodo Life Cycle Assessment (LCA) in accordo con le norme ISO 14040 e ISO 14044. La valutazione ambientale è stata svolta con l'ausilio del software SimaPro 7.3.2 e della banca dati Ecoinvent 2.2. Gli esiti della valutazione sono descritti attraverso gli indicatori del metodo EPD2008 (GWP, ODP, POCP, AP, EP e NER). L'unità funzionale è costituita da sostanze e prodotti consumati per l'applicazione delle tecniche su 1 m² di superficie. In merito alle quantità impiegate, si precisa che all'interno della stessa tipologia di degrado si possono riscontrare diversi livelli di compromissione della superficie, a cui si risponde con interventi di maggiore o minore intensità. Per tale motivo, in alcuni casi sono stati individuati consumi minimi e massimi, originando diversi livelli di impatto.

Da interviste con gli operatori e dalla manualistica è emerso che esiste una correlazione sovente diretta tra tipologia di substrato, fenomeno di degrado e tecnica di conservazione.

Si deduce quindi che per molti stati di degrado non è possibile scegliere tra soluzioni alternative, essendocene solo una disponibile e realmente efficace. Di conseguenza il profilo ambientale delle varie tecniche non può influenzare le scelte del progetto di restauro che al contrario si fondano su analisi storiche, materiche, chimiche. Tuttavia, nell'ambito di una medesima tecnica, è possibile ricorrere all'uso di differenti sostanze, ciascuna con un proprio profilo ambientale.

Gli esiti di questo studio potranno dunque essere di supporto alle scelte progettuali nel caso in cui una tecnica possa essere applicata secondo modalità alternative, egualmente idonee. Si annota che risulta assai difficile determinare l'efficacia temporale dei trattamenti a causa di molteplici aspetti come tipo di supporto, geometria del manufatto, condizioni climatiche e interazioni con l'ambiente. In linea di principio si può assumere che interventi più leggeri (es: uso dell'acqua come solvente in sostituzione di acqua regia o acetone) possono avere un impatto ambientale inferiore, oltre a minori costi, ma spesso la loro durata si riduce sensibilmente.

Nell'ambito della teoria del restauro architettonico sono codificate oltre 250 tecniche che si differenziano per l'obiettivo da conseguire, per le caratteristiche chimico-fisiche del substrato e per il tipo di degrado. Nella ricerca, il confronto con operatori di settore ha portato alla selezione di 13 tecniche adottate di frequente, raggruppate in 4 categorie e talvolta previste in varianti alternative (Tabella 1).

L'elenco delle tecniche valutate comprende sia interventi che trovano maggiore applicazione nel campo del restauro e della conservazione degli edifici monumentali sia attività più frequenti nell'ambito dell'edilizia diffusa. Le tecniche di pulitura poco invasive con acqua nebulizzata, sistema Jos, gli impacchi e i consolidamenti con Paraloid B72 attengono principalmente al restauro delle superfici di pregio. L'idrosabbatura, il rifacimento degli intonaci e la rimozione dei rivestimenti plastici sono invece tipici dell'edilizia diffusa.

Per ciascuna tecnica sono state ricostruite le fasi del processo di applicazione e i materiali impiegati, riferendosi a prodotti commerciali in uso presso i cantieri di restauro. Le quantità di inventario sono state individuate con la collaborazione di operatori di settore e la successiva verifica con la manualistica disponibile.

TECNICHE DI INTERVENTO VALUTATE									
Cat.	Codice	Tecniche	Materiali	NER	GWP	ODP	POCP	AP	EP
Pulitura	PLT1	PLT con acqua nebulizzata	1 - Acqua 2 - Detergente 3 - Teli protettivi in PE	m: 12,04 M: 26,47	m: 0,55 M: 1,28	m: 9,08 E-8 M: 22,63 E-8	m: 4,88 E-4 M: 9,83 E-4	m: 14,86 E-4 M: 33,85 E-4	m: 10,84 E-4 M: 26,67 E-4
	PLT2	PLT con micro-aerabrasivatura a umido (sistema Jos)	1 - Acqua 2 - Carbonato di Calcio 3 - Teli protettivi in PE	m: 3,70 M: 4,96	m: 0,12 M: 0,18	m: 0,62 E-8 M: 1,23 E-8	m: 2,30 E-4 M: 3,01 E-4	m: 5,08 E-4 M: 7,89 E-4	m: 1,41 E-4 M: 2,49 E-4
	PLT3	PLT con idropulitrice o spray d'acqua	1 - Acqua 2 - Tensioattivo: AB57 3 - Teli protettivi in PE	3,67	0,13	1,62 E-8	1,95 E-4	4,31 E-4	1,64 E-4
	PLT4	PLT cls con idrosabbliatura	1 - Acqua 2 - Sabbia silicea 3 - Teli protettivi in PE	m: 2,88 M: 3,70	m: 0,09 M: 0,15	m: 0,41 E-8 M: 1,07 E-8	m: 1,79 E-4 M: 2,16 E-4	m: 2,95 E-4 M: 4,25 E-4	m: 0,42 E-4 M: 0,69 E-4
	PLT5a	PLT con impacco di carbonato d'ammonio	1 - Carta giapponese 2 - Polpa di cellulosa 3 - Carbonato d'ammonio 4 - Acqua distillata 5 - Teli protettivi in PE	10,76	0,53	6,99 E-8	4,12 E-4	20,32 E-4	14,97 E-4
	PLT5b	PLT con impacco di carbonato d'ammonio	1 - Carta giapponese 2 - Sepiolite 3 - Carbonato d'ammonio 4 - Acqua distillata 5 - Teli protettivi in PE	9,70	0,47	6,28 E-8	3,55 E-4	16,58 E-4	14,01 E-4
	PLT5c	PLT con impacco di carbonato d'ammonio	1 - Carta giapponese 2 - Polpa di cellulosa 3 - E.D.T.A. Bisodico 4 - Acqua distillata 5 - Teli protettivi in PE	27,28	1,33	23,05 E-8	10,43 E-4	37,97 E-4	27,54 E-4
	PLT5d	PLT con impacco di carbonato d'ammonio	1 - Carta giapponese 2 - Sepiolite 3 - E.D.T.A. Bisodico 4 - Acqua distillata 5 - Teli protettivi in PE	26,22	1,27	22,34 E-8	9,86 E-4	34,24 E-4	26,58 E-4
Consolidamento	CSD1a	CSD con Paraloid B72	1 - Paraloid B72 (resina) 2 - Ragia minerale	42,98	1,03	22,83 E-8	61,49 E-4	61,18 E-4	11,66 E-4
	CSD1b	CSD con Paraloid B72	1 - Paraloid B72 (resina) 2 - Acetato di etile	44,51	1,79	15,54 E-8	30,15 E-4	63,23 E-4	20,78 E-4
	CSD2	CSD con malte leganti	1 - Acqua 2 - Bolacca di calce	m: 3,28 M: 39,47	m: 0,60 M: 7,21	m: 1,83 E-8 M: 21,99 E-8	m: 1,74 E-4 M: 20,88 E-4	m: 8,17 E-4 M: 98,05 E-4	m: 2,12 E-4 M: 25,44 E-4
Protezione	PTZ1a	PTZ idrorepellente con silossani	1 - Silossano in solvente 2 - Ragia minerale 3 - Teli protettivi in PE	44,91	0,76	32,14 E-8	63,15 E-4	54,74 E-4	16,59 E-4
	PTZ1b	PTZ idrorepellente con silossani	1 - Silossano in acqua 2 - Acqua 3 - Teli protettivi in PE	7,71	0,33	4,77 E-8	4,11 E-4	16,44 E-4	6,19 E-4
	PTZ2	PTZ antigraffiti	1 - Emulsione di paraffina 2 - Teli protettivi in PE	m: 2,92 M: 3,21	m: 0,07 M: 0,08	m: 0,07 E-8 M: 0,11 E-8	m: 1,68 E-4 M: 1,74 E-4	m: 2,53 E-4 M: 2,75 E-4	m: 0,27 E-4 M: 0,31 E-4
Altri interventi edilizi	IED1a	Risarcimento giunti di malta	1 - Grassello di calce 2 - Sabbia silicea 3 - Acqua 4 - Polveri di marmo 5 - Legante acrilico 6 - Teli protettivi in PE	m: 5,47 M: 6,04	m: 0,25 M: 0,34	m: 2,70 E-8 M: 3,26 E-8	m: 2,88 E-4 M: 3,35 E-4	m: 7,13 E-4 M: 7,98 E-4	m: 2,89 E-4 M: 3,06 E-4
	IED1b	Risarcimento giunti di malta	1 - Calce idraulica 2 - Sabbia silicea 3 - Acqua 4 - Polveri di marmo 5 - Legante acrilico 6 - Teli protettivi in PE	m: 5,96 M: 7,02	m: 0,34 M: 0,52	m: 2,78 E-8 M: 3,43 E-8	m: 2,96 E-4 M: 3,49 E-4	m: 8,61 E-4 M: 10,95 E-4	m: 3,31 E-4 M: 3,91 E-4
	IED2	Integrazione intonaco esistente	1 - Calce idraulica 2 - Sabbia silicea 3 - Acqua 4 - Polveri di marmo 5 - Legante acrilico	59,46	3,47	47,86 E-8	21,46 E-4	102,14 E-4	55,06 E-4
	IED3	Demolizione e rifacimento intonaco	1 - Cemento 2 - Calce idrata 3 - Sabbia silicea 4 - Acqua 5 - Teli protettivi in PE	20,99	2,68	15,18 E-8	14,57 E-4	43,65 E-4	10,02 E-4
	IED4a	Asportazione rivestimenti plastici	1 - Decapante: metossipropanolo 2 - Acqua 3 - Teli protettivi in PE	45,87	1,71	98,82 E-8	17,66 E-4	57,19 E-4	74,26 E-4
	IED4b	Asportazione rivestimenti plastici	1 - Decapante: dicloropropano 2 - Acqua 3 - Teli protettivi in PE	46,56	1,55	146,80 E-8	17,08 E-4	54,41 E-4	27,03 E-4

Tabella 1: Elenco delle tecniche valutate e dei risultati conseguiti

3. I risultati conseguiti

Si riportano a seguire le caratteristiche principali delle tecniche analizzate e i risultati conseguiti nella valutazione di materiali e prodotti. I risultati della valutazione della fase di cantiere sono esclusi dal presente articolo.

3.1. Tecniche di pulitura

Gli interventi di pulitura sono stati divisi in due gruppi per esigenze di confronto. Al primo appartengono i trattamenti che impiegano acqua per il lavaggio delle superfici, addizionata con detergenti o aggregati con diversa composizione chimica. I 4 trattamenti sono ordinati secondo il grado di intensità, dal più delicato, destinato alle superfici di pregio, al più invasivo, adatto al risanamento delle strutture in calcestruzzo. L'azione pulente è principalmente svolta dall'acqua, spruzzata sulle superfici con intensità crescente nel passaggio da PLT1 a PLT4; in parallelo si riduce l'azione solvente che viene sostituita dall'azione meccanica. Il profilo di PLT2, PLT3 e PLT4 è simile mentre il primo è decisamente più impattante. Nello specifico, la quantità di acqua utilizzata per ogni m² trattato è mediamente la stessa perché ciò che varia è la durata del trattamento, con l'unica eccezione della microaerabrasatura che richiede un consumo doppio. In tutti i casi è considerato anche l'utilizzo di teli protettivi in polietilene per preservare le parti non interessate dal trattamento, secondo la quantità che viene computata ai fini della stima economica di questo tipo di intervento. Le differenze negli impatti ambientali sono quindi da imputare ai diversi aggregati o detergenti. Il carbonato di calcio in PLT2 provoca impatti molto simili all'AB57 (tensioattivo a base di bicarbonato di sodio e bicarbonato di ammonio) in PLT3. Al contrario, l'impiego di E.D.T.A. (acido etilenediamino-tetraacetico) in PLT1 incrementa notevolmente gli impatti: NER e AP sono tripli, il GWP è 4,5 volte maggiore, il POCP è 20 volte superiore.

Il secondo gruppo delle puliture è costituito dalla sola tecnica degli impacchi (PLT5), molto specifica e adatta alla pulitura di superfici delicate e di particolare pregio. Sono considerate 4 varianti che fanno ricorso alla polpa di cellulosa oppure alla sepiolite, come base per l'impacco, e utilizzano il carbonato di ammonio oppure l'E.D.T.A. come reagente. Sono sempre considerati alcuni elementi invariati come la carta giapponese che viene posta a protezione del substrato prima del trattamento, l'acqua distillata e i teli protettivi in polietilene. Dato che le quantità impiegate di ciascuna sostanza sono mediamente le stesse, le differenze nei profili ambientali derivano dalla natura dei componenti. A parità di reagente, la sostituzione della sepiolite con la polpa di cellulosa provoca un incremento del 5-10% su tutti gli indicatori mentre, a parità di impacco, il cambio di reagente porta a risultati sostanzialmente differenti. Nella soluzione con E.D.T.A. gli impatti sono 2,5 volte quelli della variante che adotta il carbonato di ammonio, ad eccezione di AP e EP che aumentano di 1,8 volte.

Nell'ambito delle puliture, a titolo di confronto, si può dire che i trattamenti di microaerabrasatura, idropulitura e idrosabbatura causano un terzo degli impatti provocati dai lavaggi con acqua nebulizzata (computando il quantitativo minimo di detergente) o dagli impacchi con carbonato di ammonio. I valori maggiori si registrano in parallelo per i lavaggi con acqua nebulizzata con alto contenuto di detergente e gli impacchi con acido etilenediaminotetraacetico.

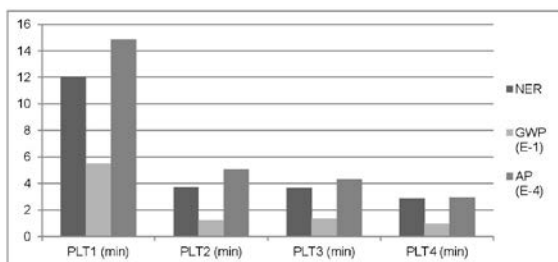


Grafico 1: Tecniche di pulitura con acqua

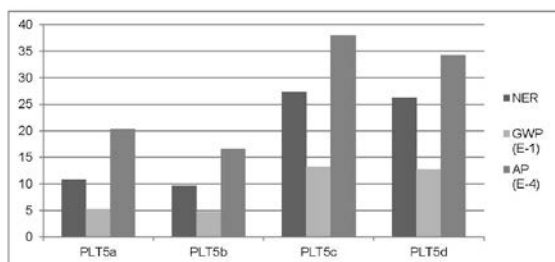


Grafico 2: Tecniche di pulitura con impacco

3.2. Tecniche di consolidamento

Si valutano 2 tipi di consolidamento: il primo prevede la stesura a pennello di una resina acrilica diluita in ragia minerale (CSD1a) oppure in acetato di etile (CSD1b); il secondo riguarda l'iniezione di malte leganti a base di boiaccia di calce priva di cemento (CSD2). Il confronto tra le 2 varianti del primo trattamento vede la differenza di impatti tra la ragia minerale e l'acetato di etile, a vantaggio della prima su oltre la metà degli indicatori. I valori della ragia minerale sono più bassi del 5% nel caso di NER e AP, ma salgono drasticamente del 54% per EP e del 66% per GWP. POCP e ODP sono invece di segno opposto con valori di 65% e 33%.

L'iniezione di malte leganti merita invece considerazioni più specifiche. Questo trattamento è adatto al consolidamento di substrati con livelli di degrado molto differenziati e di conseguenza consumi di materiale estremamente variabili e raramente prevedibili. Nel consolidamento superficiale di intonaci interessati da microfratturazione oppure da distacchi parziali dal supporto le iniezioni di boiaccia riempiono interstizi di limitate dimensioni e i consumi energetici derivanti possono essere quantificati in $3,2 \text{ MJ/m}^2$ con l'emissione di $0,6 \text{ kg}$ di CO_2 equivalente. I valori possono essere fino a 12 volte superiori quando la bolla che si forma tra substrato e intonaco raggiunge alcuni centimetri di spessore oppure quando le fatturazioni interessano anche il supporto murario.

3.3. Tecniche di protezione

I trattamenti protettivi prevedono 2 tecniche di intervento finalizzate a 2 obiettivi differenti. Da un lato, la protezione delle superfici dall'imbibizione attraverso la stesura di sostanze idrorepellenti a base di silossani diluiti in solvente (PTZ1a) o in acqua (PTZ1b); dall'altro, un trattamento che impedisce alle vernici per i graffiti di legarsi in modo permanente al substrato (PTZ2).

Le soluzioni PTZ1a e PTZ1b sono da considerarsi alternative poiché assolvono alla medesima funzione. Il prodotto idrorepellente è un polisilossano liquido, nel primo caso in base solvente e nel secondo in base acquosa. Il cambio della formula chimica consente una riduzione degli impatti provocati su tutti gli indicatori, con una percentuale variabile compresa tra 4% del GWP e 32% del NER. Il cambio di base comporta l'uso di un diverso diluente, ricorrendo alla ragia minerale o all'acqua. Ciò determina una drastica riduzione degli impatti della seconda soluzione, pari a 83% sul NER, 56% sul GWP, 86% sull'ODP, 94% sul POCP, 70% sull'AP e 63% sull'EP. Nell'ultimo decennio le sostanze diluite con solventi chimici sono in progressiva sostituzione con prodotti simili diluiti in acqua, per ragioni ambientali e per ridurre i rischi sanitari durante la produzione e la manipolazione, anche se la durabilità dei secondi è spesso messa in discussione. Nel caso di trattamenti su superfici esterne non protette, le sostanze prodotte in base acquosa possono sciogliersi in occasione di precipitazioni atmosferiche intense e prolungate, abbreviandone la durata utile.

Una riflessione simile può essere fatta sui trattamenti antigraffiti, ambito in cui esistono soluzioni alternative rispetto a PTZ2 che prevede l'utilizzo di un prodotto a base di paraffine disciolte in acqua. Le varianti prive di paraffine non sono state incluse nelle valutazioni a causa dell'efficacia limitata: sono in grado di impedire il legame profondo tra vernici e substrato ma in occasione del lavaggio per rimuovere i graffiti l'acqua discioglie anche il trattamento protettivo, rendendo necessaria una nuova applicazione. A titolo di riferimento, la tecnica PTZ2 provoca impatti limitati: consuma circa 3 MJ/m^2 e emette $0,07 \text{ kg}$ di CO_2 .

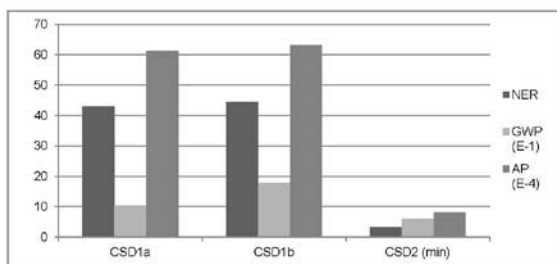


Grafico 3: Tecniche di consolidamento

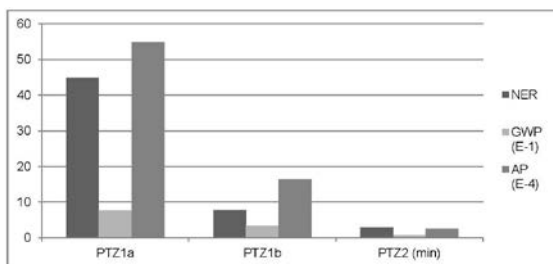


Grafico 4: Tecniche di protezione

3.4. Altri interventi edilizi

La ricerca ha preso in considerazione anche alcuni interventi di carattere edilizio che integrano le lacune delle superfici di facciata. Tre di questi possono essere confrontati per analogia e riguardano la stilatura dei giunti di malta tra i mattoni faccia a vista attuata con malta a base di grassello di calce (IED1a) o di calce idraulica (IED1b) e l'integrazione degli intonaci esistenti a base di calce (IED2). Tra le due varianti della prima soluzione, l'elemento intercambiabile è il legante e nello specifico la calce idraulica provoca impatti mediamente doppi rispetto alla calce idrata. Dal confronto tra le due varianti però emerge che la quasi totalità degli impatti è dovuta al legante acrilico inserito nell'impasto per migliorarne la capacità di adesione e al consumo di teli in polietilene necessari a proteggere le porzioni di facciata escluse dal trattamento. In sintesi, gli impatti della soluzione IED1a sono più bassi del 9% per il NER, del 25% per il GWP, 18% per l'AP. L'integrazione dell'intonaco è circa 10 volte più impattante ma ciò deriva dall'impiego di quantità di materiali drasticamente superiori: dalle 3,5 alle 7,5 volte i leganti e la sabbia ma fino a 20 volte gli additivi.

L'intervento più radicale che può essere attuato sulla facciata di un edificio è la rimozione dell'intonaco e il suo totale rifacimento (IED3). Questo processo è tipico dell'edilizia diffusa laddove lo strato superficiale è ammalorato e privo di qualsiasi valore artistico-testimoniale. Questa tecnica è adottata nell'ambito del restauro nel caso in cui si debba sopperire a precedenti interventi tecnicamente errati che abbiano comportato la sostituzione degli intonaci originali con finiture composte totalmente da cemento. Nell'analisi è stato considerato lo smaltimento di uno strato di 1,5 cm di intonaco minerale e la sua sostituzione con uno strato di pari spessore a base di calce e cemento, privo di additivi acrilici. Anche in questo caso è stato computato il consumo di teli protettivi, benché spesso non se ne faccia uso perché l'intervento interessa la totalità del fronte. L'applicazione di questo trattamento su 1 m² di superficie provoca il consumo di 21 MJ, l'emissione di 2,7 kg di CO₂ eq. e di 43,7 E⁻⁴ kg di SO₂ eq.

L'ultimo intervento considerato è tipico dell'edilizia diffusa ed è relativo alla rimozione degli intonaci plastici realizzati frequentemente negli anni '60 e '70. È prevista l'applicazione di un decapante diluito in nafta (IED4a) o in acetone (IED4b). Le due varianti sono intercambiabili e comportano impatti simili, con un vantaggio per il primo in termini di NER e ODP e per il secondo in merito a GWP, AP e EP, con scostamenti variabili a seconda degli indicatori considerati. Il consumo energetico medio per la rimozione di 1 m² di rivestimento plastico è di 46,2 MJ, con l'emissione di 1,6 kg di CO₂ eq. e di 55,8 E⁻⁴ kg di SO₂ eq.

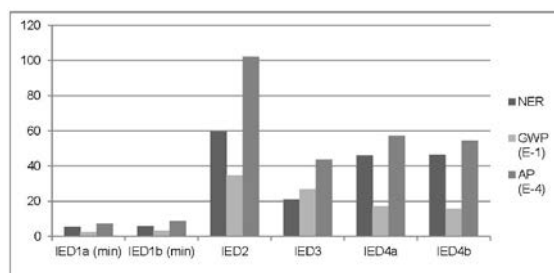


Grafico 5: Interventi edilizi

4. Conclusioni

Sebbene un progetto di restauro debba perseguire la conservazione delle testimonianze del passato e quindi essere fondato in primo luogo su aspetti tecnici e culturali, questo studio illustra che in taluni casi è possibile considerare anche il tema ambientale nella scelta dell'intervento opportuno. Tenendo a riferimento la sostituzione dell'intonaco (IED3), ovvero l'intervento antitetico ai principi della conservazione, si nota che le puliture a base di acqua consentono di prolungare la vita utile delle superfici e di conservare l'estetica causando impatti mediamente inferiori al 20%, garantendosi così una buona replicabilità dell'intervento. Le superfici di pregio possono essere efficacemente trattate con impacchi, avendo l'accortezza di usare il carbonato d'ammonio come reagente (PLT5b). Nell'ambito del consolidamento l'uso del Paraloid B72 provoca impatti decisamente elevati ma negli ultimi anni sono allo studio nuove sostanze non diluite in resina minerale. Nell'ambito dell'edilizia comune, si sottolinea il notevole costo ambientale dovuto all'eliminazione dei rivestimenti plastici, assai diffusi.

5. Bibliografia

Gasparoli, P 1997, La manutenzione delle superfici edilizie, Alinea, Firenze, Italia.

Torsello, P & Musso, S 2003, Tecniche di restauro architettonico, UTET, Torino, Italia.

LCA di materiali isolanti in calcecanapulo per edilizia sostenibile

Alessandro Arrigoni¹, Cristian Colombo¹, Ottavio Ruggieri¹, Giovanni Dotelli¹, Gianluca Ruggieri², Sergio Sabbadini³, Paco Melià⁴

¹Politecnico di Milano, Dip. di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G.Natta", p.zza L. da Vinci 32, 20133 Milano

²Università degli Studi dell'Insubria, Dip. di Scienze Teoriche e Applicate, via Dunant 3, 21100 Varese

³Disstudio, Via Piolti de' Bianchi 48, 20129 Milano - ANAB

⁴Politecnico di Milano, Dip. di Elettronica, Informazione e Bioingegneria, via Ponzio 34/5, 20133 Milano

Abstract

La necessità di ridurre le emissioni derivanti dal settore dell'edilizia ha portato alla ricerca di soluzioni per migliorare la sostenibilità e la performance energetica degli edifici. Una soluzione efficace è l'utilizzo di materiali isolanti di origine naturale. Il calcecanapulo è un biocomposito ottenuto dalla miscela di una fibra naturale (canapulo) e di un legante (calce) con ottime capacità isolanti e igrometriche. L'obiettivo dello studio è quello di valutare la sostenibilità in termini di Life Cycle Assessment di tre diverse miscele del biocomposito prodotte dall'azienda italiana Equilibrium: Natural Beton 200 (con un rapporto calce canapa 1:1), Natural Beton 300 (con rapporto 2:1) e Biomattone (2:1). L'approccio dello studio è "dalla culla al cancello". Per tutte le miscele la fase di produzione della calce e della canapa risultano essere quelle con impatti maggiori. Gli impatti derivanti dal trasporto della calce possono essere ridotti cambiando il sito di approvvigionamento.

1. Introduzione

Il settore dell'edilizia contribuisce a livello globale per circa il 40% dell'utilizzo di energia primaria e per circa il 40% delle emissioni di gas serra (García-Casals, 2006). La necessità di ridurre queste emissioni ha incentivato la ricerca di materiali meno impattanti da sostituire ai materiali tradizionali per migliorare la sostenibilità e la performance energetica degli edifici. L'utilizzo di materiali isolanti di origine naturale permette di ridurre il consumo di risorse e gli impatti ambientali associati al consumo di combustibili fossili. L'isolamento termico permette inoltre di ridurre le perdite di calore dagli edifici garantendo notevoli risparmi energetici e monetari in fase di riscaldamento e condizionamento (Zimmermann et al., 2005). L'utilizzo di materiali naturali consente per di più il recupero, riutilizzo e riciclo prima dello smaltimento finale. Il calcecanapulo è un biocomposito ottenuto dalla miscela di una fibra naturale (canapulo) e di un legante (calce). Il materiale ha tutte le qualità richieste ad un materiale da costruzione a basso impatto ambientale: alta capacità isolante, bassa energia incorporata e alto contenuto di CO₂ stoccata (Ip, Miller, 2012). Il calcecanapulo contribuisce a ridurre i cambiamenti climatici tramite il sequestro di CO₂ atmosferica sia con il processo di fotosintesi che con la carbonatazione (Pretot et al., 2014). Le costruzioni in calce-canapa garantiscono un miglioramento della qualità dell'aria grazie alle proprietà igroscopiche della parete e minori consumi energetici attribuiti al passaggio di calore grazie alle sue capacità termiche (Bevan, Woolley, 2008). L'obiettivo del nostro lavoro di ricerca è quello di valutare le performance ambientali in termini di Life Cycle Assessment del biocomposito.

2. Metodologia

L'analisi del ciclo di vita è condotta in accordo con la normativa corrente in materia di LCA (ISO, 2006a, b). La prospettiva dello studio è del tipo "dalla culla al cancello". I calcoli sono stati realizzati con l'ausilio del software SimaPro 7.3.3.

2.1. Obiettivo dello studio

Lo studio si propone di calcolare gli impatti ambientali di tre miscele di biocompositi a base di calce e canapa prodotte dall'azienda Equilibrium (www.equilibrium-bioedilizia.it) con sede in provincia di Como. I prodotti sono rispettivamente: Natural Beton 200 (miscela di legante e canapulo con rapporto in peso di 1 a 1), Natural Beton 300 (miscela con rapporto 2 a 1) e Biomattone (blocco prefabbricato con rapporto in peso 2 a 1).

2.2. Materiali

Natural Beton 200, Natural Beton 300 e Biomattone sono materiali isolanti massicci composti da un legante a base di calce idraulica naturale e legno di canapa (canapulo) miscelati con acqua. I materiali hanno ottime proprietà termiche, acustiche ed igrometriche, sono resistenti al fuoco, al gelo, a insetti e roditori, non producono fumi tossici in caso di incendio e sono riciclabili e biodegradabili a fine del ciclo di vita. La messa in opera dei prodotti Natural Beton necessita di una struttura di sostegno, al contrario del Biomattone che viene utilizzato senza supporto di altri materiali. Quest'ultimo, pur non avendo caratteristiche strutturali, combinato con una struttura portante (pilastri o telaio) è efficace nella realizzazione di muratura perimetrale in cui assolve sia la funzione di tamponamento che quella di isolamento. I prodotti Natural Beton vengono solitamente integrati con pannelli in magnesite. In futuri lavori di ricerca sarebbe interessante un confronto degli impatti dell'intero pacchetto stratigrafico realizzato con i prodotti qui analizzati, anche se le diverse soluzioni progettuali sono utilizzate in diversi contesti.

2.3. Unità dichiarata

Nello studio è utilizzata una unità dichiarata anziché una unità funzionale, dal momento che l'utilizzo dei tre prodotti non è definito al momento dell'uscita dal cancello. Infatti, questi materiali sono utilizzati sia in murature di tamponamento sia come isolanti termici in stratigrafie complesse. Poiché il presente studio si limita alla prospettiva "dalla culla al cancello" non è possibile definire a priori la funzione nelle fasi successive. Per questa ragione, in accordo con la norma EN 15804, si è deciso di utilizzare come base di calcolo l'unità dichiarata (*declared unit*, *claim* 6.3.2, EN 15804) e non l'unità funzionale. Pertanto, nelle figure, i valori ottenuti analizzando i tre prodotti sono affiancati per semplicità e non con una finalità comparativa. L'unità dichiarata scelta per lo studio è il chilogrammo di materiale prodotto ed imballato al cancello dell'azienda.

Data la tipologia di materiale si è deciso di effettuare un LCA nella prospettiva "dalla culla al cancello". Si sono utilizzati dati primari per la parte relativa all'azienda che produce i materiali finiti ("da cancello a cancello") e dati secondari per quanto riguarda la produzione delle materie utilizzate per la miscela del biocomposito: gli impatti dovuti alla produzione in massa della calce sono direttamente estrapolati dal database di SimaPro, mentre gli impatti ambientali associati al processo di produzione del canapulo sono desunti da un precedente studio sull'LCA della coltivazione della canapa e sui possibili utilizzi di tale coltura nel campo della bioedilizia (Zampori et al., 2013).

Per quanto riguarda i processi di trasporto e di imballaggio, i dati (mezzi di trasporto, distanze, quantità di materiale trasportato e imballaggio per materiale in entrata ed uscita dall'azienda) sono stati forniti dall'azienda stessa.

2.4. Confini del sistema e qualità dei dati

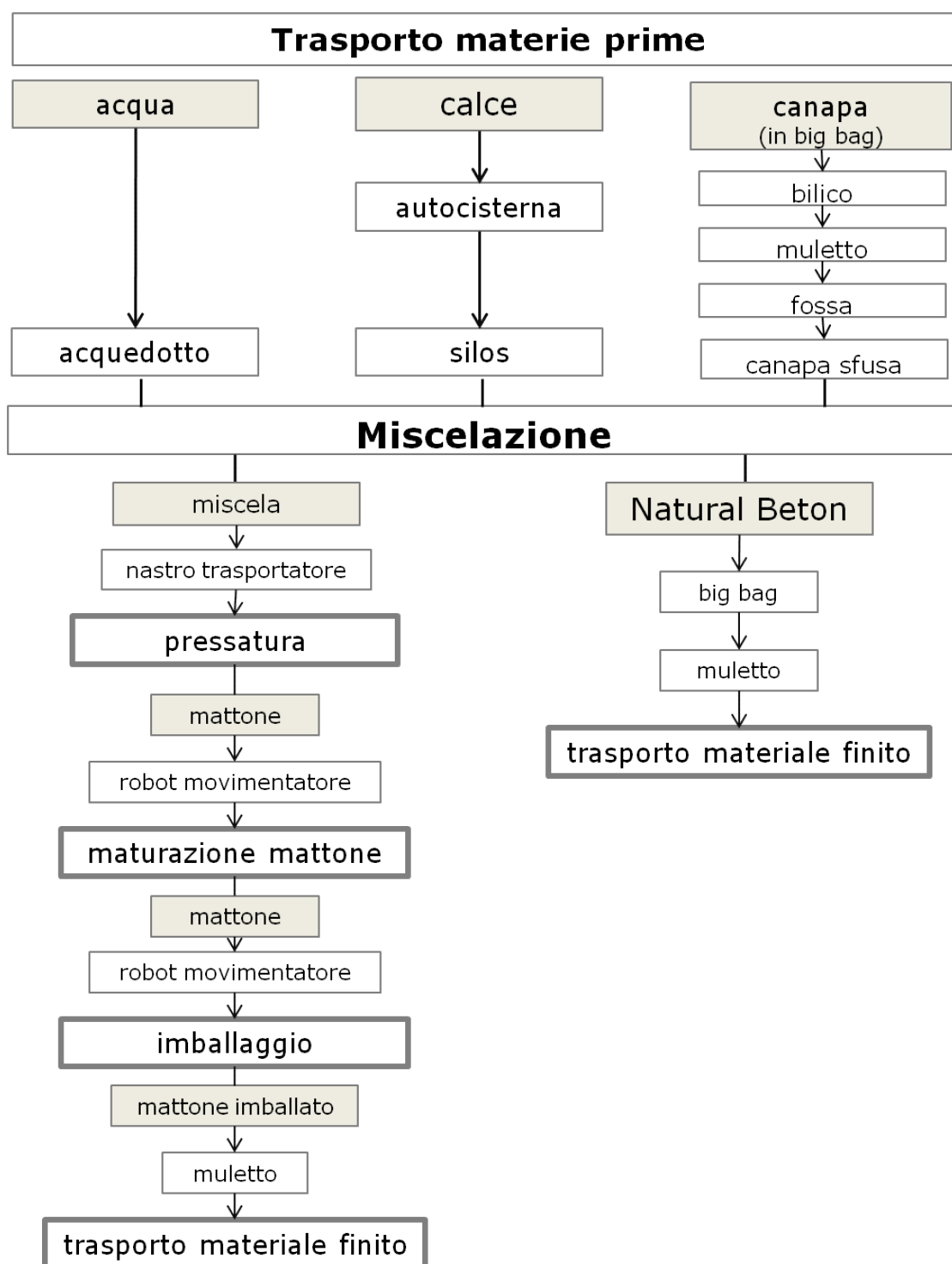


Figura 1: Schema a blocchi della produzione delle miscele

2.5. Indicatori di impatto

L'analisi degli impatti è stata compiuta utilizzando tre indicatori midpoint: 1) Greenhouse Gas Protocol (GGP, in kg CO₂-eq) per valutare l'effetto delle emissioni climalteranti; 2) Cumulative Energy Demand (CED, in MJ) per valutare l'energia totale incorporata; 3) Ecological Footprint (EF, in ha*yr). È stato utilizzato anche un metodo endpoint, Ecoindicator 99 (H), al fine di confrontare le categorie d'impatto e gli impatti delle diverse fasi di produzione.

3. Life Cycle Impact Assessment

3.1. Greenhouse Gas Protocol

Dall'analisi si evince in primo luogo che entrambe le miscele e il Biomattone hanno un valore di CO₂-eq totale negativo grazie all'alto valore di anidride carbonica assorbita in fase di crescita della canapa (Tabella 1). In particolare la miscela di Natural Beton 200 contiene un'elevata dose di canapa per kg di prodotto, che genera un rilevante assorbimento di CO₂, e una bassa dose di calce, che risulta in un basso impatto di CO₂ fossile. Studiando differenti scenari di trasporto della calce per la miscela Natural Beton 200 si evidenzia che, passando da una distanza di 530 km a 40 km, gli impatti di CO₂ fossile si riducono sensibilmente e di conseguenza anche i chilogrammi di CO₂ totale. L'azienda Equilibrium potrebbe migliorare il processo produttivo della miscela cambiando il sito di approvvigionamento della calce in modo da ridurre le distanze.

Categoria d'impatto	Unità	<i>N.B. 200</i>	<i>N.B. 200 alternativo</i>	<i>N.B. 300</i>	<i>Biomattone</i>
Fossile	kg CO ₂ -eq	0,25	0,23	0,34	0,29
Biogenica	kg CO ₂ -eq	0,01	0,01	0,01	0,01
Cambiamento di uso del suolo	kg CO ₂ -eq	0,00	0,00	0,00	0,00
Assorbimento	kg CO ₂ -eq	-0,56	-0,56	-0,39	-0,34
CO₂ totale	kg	-0,30	-0,32	-0,04	-0,04

Tabella 1: Emissioni di CO₂-eq suddivise nelle quattro componenti

3.2. Cumulative Energy Demand

I risultati di Figura 2 mostrano come i contributi di energia fossile varino per i tre prodotti. La differenza è dovuta ai diversi consumi elettrici e al diverso apporto della fase di trasporto e produzione degli ingredienti della miscela. L'elevato valore di energia da biomassa per tutti e tre i prodotti è dovuto alla elevata presenza di canapulo. A parità di peso il quantitativo di calce nella miscela Natural Beton 300 è leggermente superiore al Biomattone per la quantità minore di acqua impiegata. Il maggiore impatto della miscela 2 a 1 è dunque soprattutto legata al trasporto della calce e alla produzione della stessa.

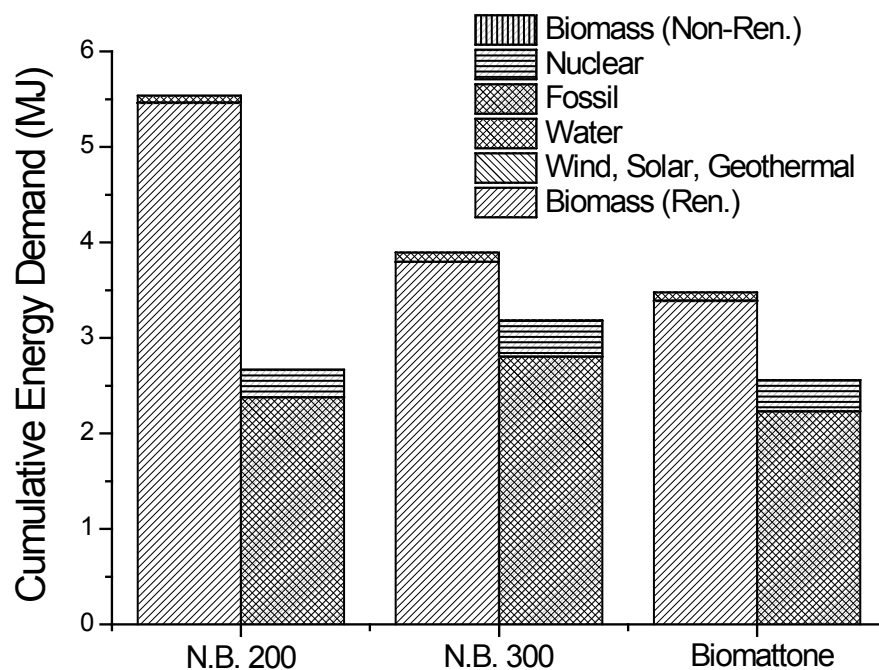


Figura 2: Cumulative Energy Demand dei tre prodotti, per le sei componenti energetiche

3.3. Ecological Footprint

L'impronta ecologica (Figura 3) fornisce risultati in linea col GGP. Dalla Figura è evidente che i maggiori contributi sono dovuti al consumo di combustibile fossile. Il consumo di carburante per la fase di trasporto dei materiali ha un peso rilevante.

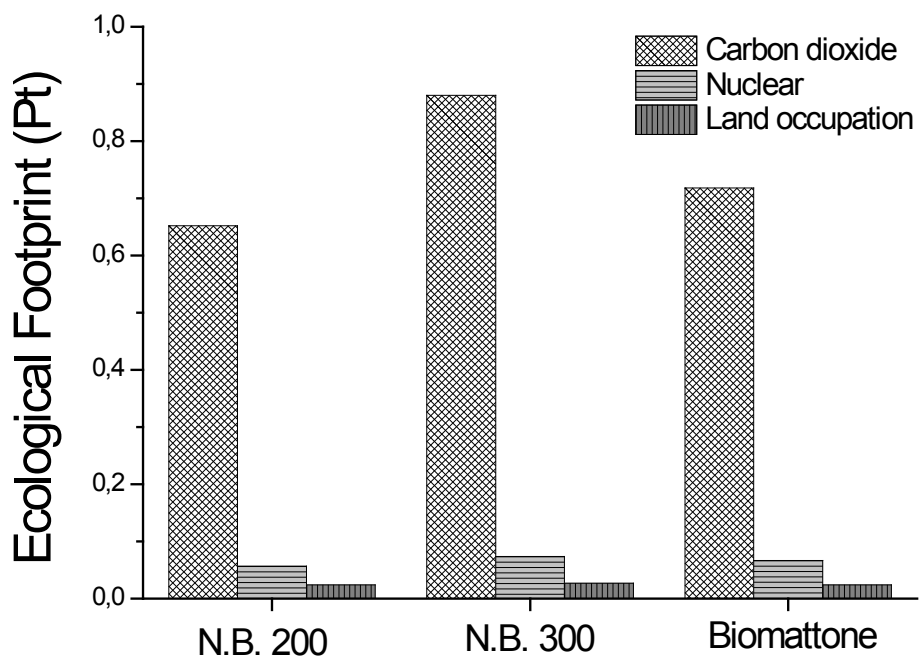


Figura 3: Ecological footprint dei tre prodotti

3.4. Ecoindicator 99

I risultati di Figura 4 e Figura 5 confermano quanto già evidenziato dagli indicatori midpoint (GGP, CED e EF): le fasi di produzione e trasporto della calce sono quelle più impattanti tranne che per la miscela Natural Beton 200, per la quale la lavorazione della canapa ha un peso maggiore rispetto alle altre unità di processo. Le lunghe distanze di approvvigionamento della calce penalizzano i prodotti con un maggiore quantitativo in peso di legante.

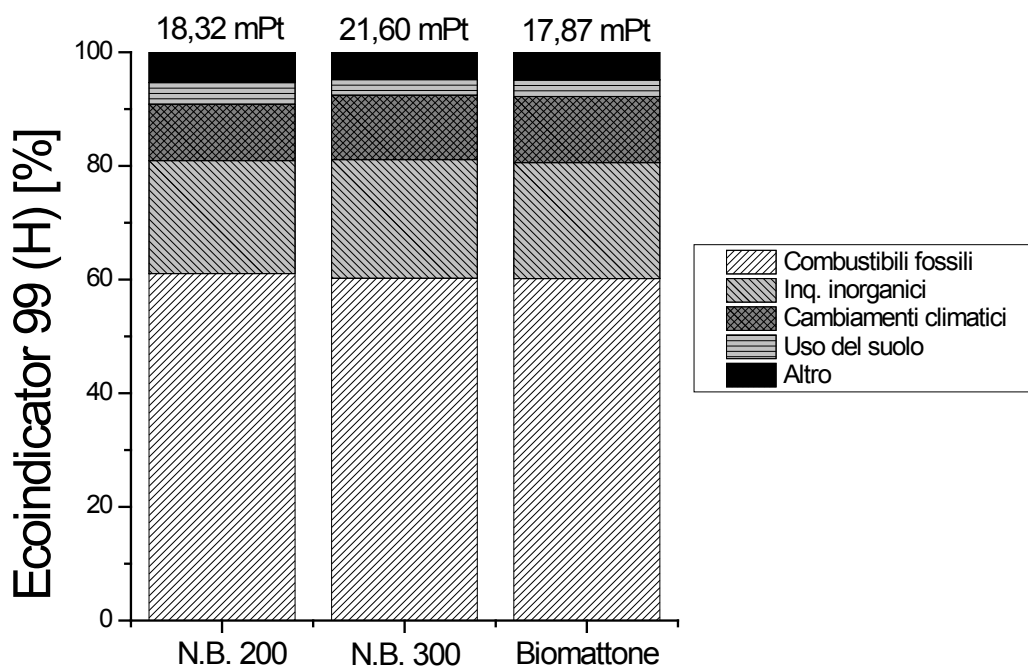


Figura 4 : Punteggio Ecoindicator 99 disaggregato nelle categorie d'impatto

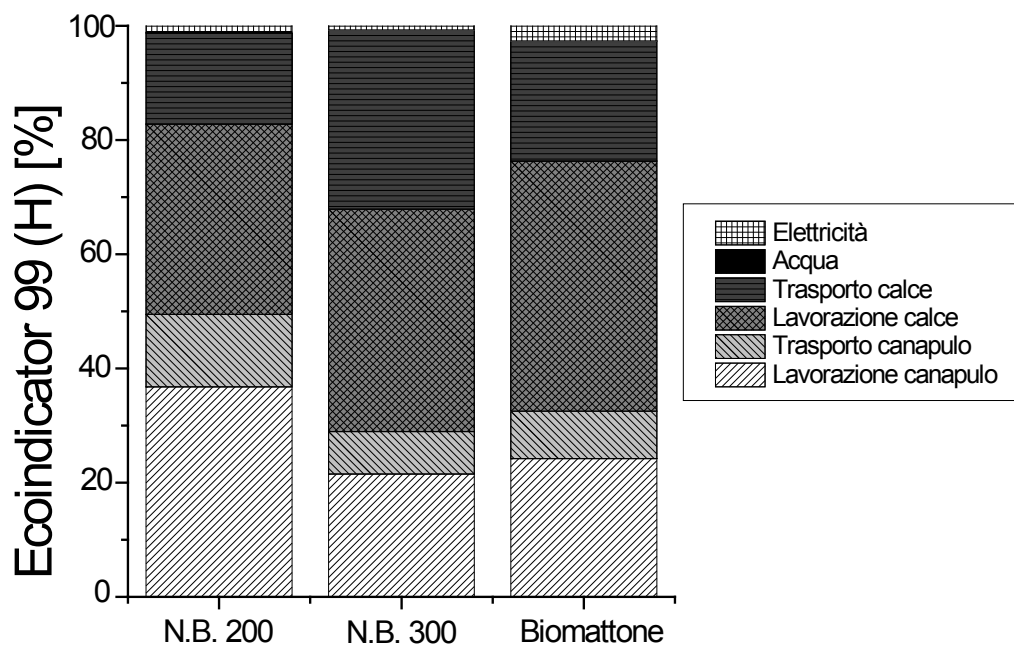


Figura 5: Punteggio Ecoindicator 99 disaggregato per fase di processo

4. Conclusioni

L'analisi LCA "dalla culla al cancello" ha permesso di valutare i potenziali impatti ambientali di tre materiali isolanti di origine naturale impiegati in edilizia, composti da calce idraulica naturale e legno di canapa, prodotti dall'azienda italiana Equilibrium. Gli indicatori midpoint utilizzati (GGP, CED, EF) e l'indicatore endpoint (Ecoindicator 99) hanno evidenziato come le fasi di produzione della calce e del canapulo siano i processi più impattanti per tutti e tre i prodotti. Gli impatti derivanti dal trasporto del legante rappresentano inoltre una parte rilevante degli impatti ambientali totali legati all'approvvigionamento delle materie prime impiegate. Uno dei primi accorgimenti che l'azienda produttiva dovrebbe adottare sarebbe quindi quello di cambiare il sito di rifornimento al fine di ridurre le distanze di trasporto.

5. Bibliografia

Bevan, R, Woolley, T, 2008, 'Hemp lime construction – a guide to building with hemp lime composites', Bracknell, UK: IHS BRE Press

CEN 2012, UNI EN 15804:2012 Sostenibilità delle costruzioni. Dichiarazioni ambientali di prodotto. Regole chiave di sviluppo per categorie di prodotto.

Equilibrium Srl, Romanò di Inverigo (CO), <http://www.equilibrium-bioedilizia.it>

García-Casals, X, 2006, 'Analysis of building regulation and certification in Europe: their role, limitations and differences', Energy and Buildings, vol. 38, no. 5, pp. 381-392

Ip, K, Miller, A, 2012, 'Life cycle greenhouse gas emissions of hemp-lime wall constructions in the UK', Resources, Conservation and Recycling, vol. 69, pp. 1-9

ISO 2006a, EN ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework

ISO 2006b, EN ISO 14044:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines

Pré Consultants, 2011, 'SimaPro 7.3.3.', <http://www.pre-sustainability.com>

Pretot, S, Collet, F, Garnier, C, 2014, 'Life cycle assessment of hemp concrete wall: Impact of thickness and coating', Building and Environment, vol. 72, pp. 223-231

Zampori, L, Dotelli, G, Vernelli, V, 2013, 'Life cycle assessment of hemp cultivation and use of hemp-based thermal insulator materials in buildings', Environmental Science and Technology, vol. 47, no. 13, pp. 7413-7420

Zimmermann, M, Althaus, H-J, Haas, A, 2005, 'Benchmarks for sustainable construction. A contribution to develop a standard', Energy and Buildings, vol. 37, no. 11, pp. 1147-1157

Analisi ambientale di smalto ceramico ottenuto da scorie derivanti dalla produzione del rame

Autori: Sara, Mohaddes¹; Paolo, Neri²; Martina, Pini²; Cristina, Siligardi¹; Elisabetta Zerazion¹; Anna Maria Ferrari²

¹ Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari", Strada Vignolese, 905 - Modena

² Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria, Via Amendola, 2 - Reggio Emilia
sara.mohaddes@unimore.it

Abstract

Obiettivo dello studio è la valutazione ambientale relativa alla produzione di uno smalto ceramico ottenuto utilizzando scorie a base di silicati di ferro derivanti dalla produzione del rame. Attraverso la metodologia LCA è stato quantificato il danno ambientale associato alla produzione dello smalto e quello relativo al ciclo di vita di una piastrella in grès porcellanato sulla quale tale smalto venga applicato.

La fritta ceramica che compone lo smalto è risultato il processo più impattante ed è stata confrontata con una fritta composta con materie prime tradizionali.

I risultati hanno dimostrato un vantaggio ambientale nell'utilizzo delle scorie come materie prime seconde, dovuto al minore impiego di processi di estrazione e lavorazione di materie prime per la composizione dello smalto.

1. Introduzione

Lo studio si colloca all'interno di un progetto nato dall'incontro di realtà aziendali e universitarie, avente come obiettivo la conversione e la valorizzazione delle scorie derivanti dalla metallurgia del rame in elementi da utilizzare in applicazioni residenziali, tra cui smalti ceramici.

Ogni anno nel mondo sono prodotti 24,6 milioni di tonnellate di scorie derivanti dalla produzione di rame, di cui 5,56 milioni nella sola Europa. Il loro smaltimento o accumulo in discarica potrebbe causare notevoli problemi ambientali ma anche di reperimento di spazi adeguati (Gorai et al., 2003).

L'analisi degli aspetti ambientali ricopre oggi un ruolo di primaria importanza. Per questo motivo studi recenti focalizzano l'attenzione sulla caratterizzazione del materiale di partenza, in termini di rilascio di potenziali elementi inquinanti nell'ambiente, sottolineando costantemente l'importanza del riutilizzo delle scorie di partenza (Piatak et al.; Ramachandra Rao, 2006).

Grazie alla loro peculiare composizione chimica ed interessanti proprietà fisiche e meccaniche queste scorie, derivanti dalla metallurgia primaria del rame, possono essere un'importante risorsa per il riciclo e loro utilizzo in diversi settori.

Tutto questo ha spinto la ricerca verso nuove e avanzate soluzioni quali l'impiego di tali materiali nella produzione di cementi (Al-Jabri et al., 2009; Shia et al., 2008), abrasivi, vetri e vetroceramici (Corouh et al., 2006; Zhong et al., 2013), presentando vie alternative allo smaltimento e accumulo in discarica per la valorizzazione e il riciclaggio di queste scorie industriali.

La valorizzazione di questo rifiuto, inteso come ottenimento di prodotti potenzialmente collocabili nel mercato, trova concreto riscontro nei risultati ottenuti e descritti nel presente lavoro.

La prima fase del progetto, di carattere sperimentale, ha individuato diverse formulazioni che prevedevano l'utilizzo delle scorie e di altri materiali di scarto per la composizione dello smalto. I dati di laboratorio hanno quindi fornito le indicazioni relative al dosaggio dei materiali, alle temperature e ai tempi di lavorazione delle stesse. Sulla base di tali dati è stato modellato un processo a scala industriale per la produzione dello smalto. La materia prima seconda è stata fornita da un'azienda situata ad Amburgo.

Lo studio si presenta suddiviso in due parti. La prima considera la produzione dello smalto ceramico e ne valuta il danno ambientale "dalla culla al cancello". La seconda parte prevede l'applicazione di questo ad un supporto ceramico e valuta il danno ambientale dovuto alla piastrella smaltata durante il suo intero ciclo di vita.

All'interno dell'analisi si è scelto di non considerare le scorie come rifiuto ma come coprodotto del rame. Questo significa che si è attribuito ad esse parte del danno ambientale derivante dalla produzione della materia prima rame. Questa scelta deriva dal fatto che lo scarto oggetto dello studio ha in realtà un valore commerciale (trovando applicazione in diversi campi, soprattutto in edilizia) e si illustrerà in fondo alla relazione come tale scelta influenzi il risultato finale.

2. Analisi ambientale di smalto ceramico e della sua applicazione a una piastrella in grès porcellanato

2.1. Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione

Obiettivo dello studio è la valutazione ambientale della produzione di uno smalto ceramico contenente scorie ottenute dalla produzione del rame, applicato ad una piastrella in grès porcellanato. Oltre alle scorie, lo smalto analizzato contiene vetro di scarto ed ossidi di sodio e di zinco, aggiunti per facilitare il processo di fusione e vetrificazione delle scorie di partenza.

In particolare, la formulazione delle materie prime che compongono la fritta ceramica è quella mostrata in Tabella 1.

Scorie	70%
Vetro di scarto	20%
Ossido di sodio	6%
Ossido di zinco	4%

Tabella 1: Composizione (wt %) della fritta ceramica

L'unità funzionale considerata è 1 tonnellata di smalto. Nella seconda parte dell'analisi si è analizzato 1 mq di piastrella in grès porcellanato su cui si è ipotizzato di applicare lo smalto ottenuto. I confini del sistema vanno dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento dei residui. La prima parte dello studio ha considerato la produzione ad Amburgo delle scorie costituenti il coprodotto del rame, il loro trasporto e stoccaggio e macinazione in Italia, la miscelazione con scarti di vetro ed ossidi, la preparazione della fritta attraverso le fasi di fusione e frittaggio, la sua distribuzione e macinazione ad umido con additivi, per ottenere una valutazione dalla culla al cancello dello smalto così prodotto. La seconda parte considera la macinazione delle materie prime per la formazione della barbotina, la fase di atomizzazione, il ciclo parziale (pressatura, essiccazione, smaltatura, cottura in forno), le fasi di taglio e rettifica, stoccaggio, distribuzione, messa in opera, manutenzione e fine vita.

Oltre ai dati sperimentali ottenuti nella prima fase del progetto, l'analisi fa riferimento a dati primari e di letteratura (EC-JRC, 2007; Scalet et al., 2013), alla banca dati Ecoinvent (Classen et al., 2007) e alla banca dati del gruppo di lavoro dell'Università di Modena e

Reggio Emilia, frutto di precedenti studi LCA (Ferrari et al., 2012). I dati primari sono stati forniti da un colorificio ceramico e da un'azienda produttrice di piastrelle situati nel modenese, che sono stati utilizzati come modelli per la schematizzazione dello scenario del processo industriale.

L'analisi è stata condotta utilizzando il codice di calcolo SimaPro 7.3.3. La valutazione dell'impatto ambientale è stata effettuata con il metodo Impact 2002+.

2.2. Descrizione dello scenario e analisi di inventario

Nella modellazione del processo industriale, si è ipotizzato che una prima fase della produzione, quella della frittura ceramica, avvenga in un colorificio ceramico situato a Fiorano Modenese (MO) avente una produttività annua di 31.800 tonnellate. Secondo lo schema proposto, la frittura viene poi trasportata in un secondo impianto industriale, situato nello stesso comune, in cui viene mescolata con gli altri componenti per formare lo smalto che viene poi applicato al supporto ceramico.

Nel processo industriale schematizzato le materie prime arrivano in azienda attraverso trasporto su strada e vengono stoccate in silos, per poi essere proporzionate attraverso sistemi meccanizzati in base alla formulazione necessaria e miscelate a secco.

In seguito la miscela così ottenuta viene inserita in un forno fusorio per essere fusa a temperatura di 1500°C e poi subire il processo di frittaggio dove, per mezzo di un brusco raffreddamento in acqua, assume lo stato vetroso.

In seguito la frittura viene macinata ad umido con sostanze additanti e lo smalto così composto viene stoccato in appositi contenitori. In tutti i processi di lavorazione sono stati considerati i consumi energetici e le emissioni prodotte, e si è dunque provveduto ad inserire adeguati impianti di abbattimento.

Il diagramma di flusso riportato in Figura 1 illustra lo schema considerato per il processo produttivo dello smalto, “dalla culla al cancello”, tenendo conto delle materie prime utilizzate, dell'energia consumata e delle emissioni prodotte (EPA, 1997; Scalet et al., 2013).

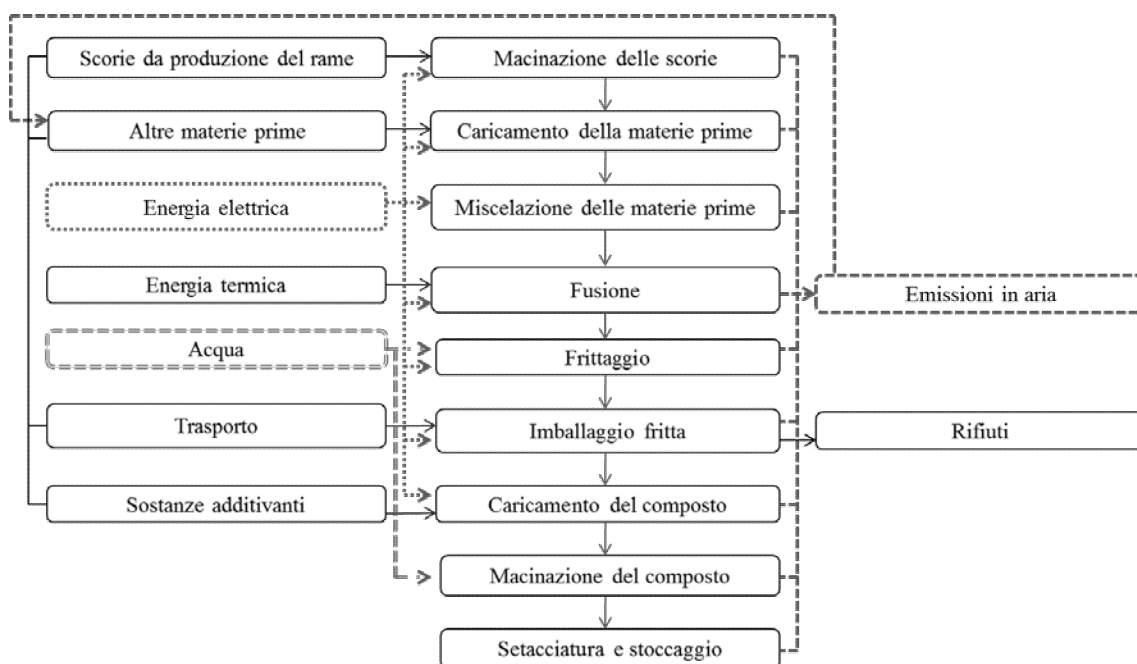


Figura 1: Flow-chart del processo relativo alla produzione dello smalto

In una seconda fase si è poi applicato lo smalto ottenuto ad un processo di piastrella in grès, considerandone l'intero ciclo di vita, “dalla culla alla tomba” (Figura 2). In tal senso, è stata stimata una vita utile della pavimentazione di 50 anni, ed è stato ipotizzato l'utilizzo della stessa come sottofondo stradale in seguito alla sua demolizione (EC-JRC, 2007; Ferrari et al., 2012).

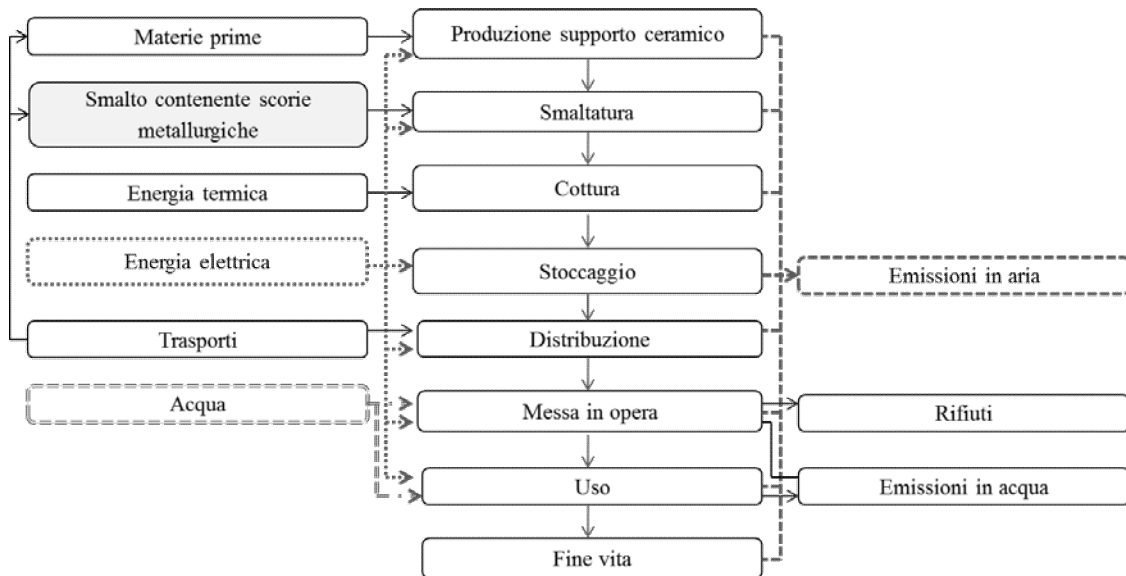


Figura 2: Flow-chart del processo relativo alla piastrella smaltata

3. Valutazione di impatto ambientale

L'analisi relativa al processo per la produzione di 1 tonnellata di smalto è avvenuta per step successivi, prendendo in considerazione di volta in volta il processo più impattante o più significativo tra quelli coinvolti.

La valutazione riportata in Figura 3 mette in evidenza come nella produzione dello smalto il processo più impattante sia quello relativo alla produzione della fritta ceramica. Ciò è causato dalla elevata quantità di energia termica necessaria alla fusione delle materie prime che compongono la fritta stessa, che produce il 97,13% del danno globale dovuto alla produzione dello smalto, pari a 0,54669 Pt.

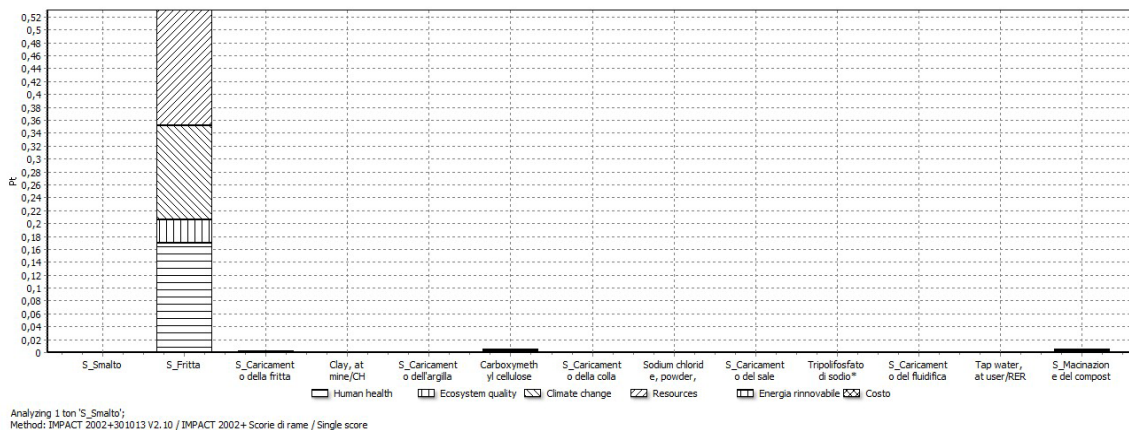


Figura 3: Valutazione del processo relativo a 1 ton di smalto

Procedendo nell'analisi come illustrato, si è quindi analizzato il processo relativo alla fritta, considerando come unità funzionale la quantità di fritta necessaria per produrre 1 ton di smalto, ovvero 952,43 kg. La maggior aliquota del danno è risultata essere quella legata alla fusione, pari al 51,84%, mentre il 47,68% è dovuto alla produzione della miscela composta dalle scorie e dalle altre materie prime.

All'interno della miscela, il componente che contribuisce maggiormente al danno sono le scorie (52,14% del danno), il cui impatto ambientale è dovuto per il 58,61% alla loro produzione ed ai processi di lavorazione che subiscono, e per il 36,36% al processo di trasporto per portarle dal luogo di produzione (Amburgo) all'azienda situata nel modenese dove vengono lavorate.

L'applicazione dello smalto alla piastrella ha evidenziato come questo contribuisca per il 5,27% al danno complessivo attribuito al ciclo di vita della piastrella. Nell'analisi di 1 mq di piastrella smaltata, i processi più impattanti sono risultati quelli relativi alla distribuzione (22,94%), posa in opera (17,69%) e manutenzione (15,99%)

3.1. Analisi di sensibilità

La fritta ceramica ottenuta dalle scorie metallurgiche è stata confrontata con una di tipo tradizionale, al fine di quantificare gli eventuali vantaggi ottenibili utilizzando la materia prima seconda.

Come "tradizionale" è stata considerata una fritta avente la seguente composizione (EC-JRC, 2007):

Zirconio	7,7%
Feldspati	26,8%
Quarzo	25,9%
Acido borico	6,8%
Ossido di zinco	8,4%
Dolomite	8,4%
Carbonato di calcio	13,4%
Nitrato di potassio	2,6%

Tabella 2: Composizione della fritta ceramica tradizionale utilizzata nel confronto

È stato ipotizzato di utilizzare lo stesso processo produttivo modellato per lo smalto a base di scorie, e sono state sostituite le materie prime nel processo relativo alla per la composizione del batch di partenza. La fritta così ottenuta è stata confrontata con la prima.

Dall'analisi del confronto tra 1 tonnellata dei due tipi di fritta, è risultato che l'utilizzo delle scorie come materia prima seconda produce un danno ambientale minore del 15,35% rispetto a quello prodotto da una fritta tradizionale. Tale risultato è riportato nella Tabella 3.

Damage category	Unit	Fritta	Fritta tradizionale
Total	Pt	0,557543	0,658571647
Human health	Pt	0,178141	0,199144667
Ecosystem quality	Pt	0,037582	0,035009953
Climate change	Pt	0,152994	0,201436027
Resources	Pt	0,188825	0,222980999

Tabella 3: Confronto fra 1 ton di fritta contenente scorie ed una ton di fritta tradizionale

Occorre sottolineare che se le scorie fossero state considerate come rifiuto anziché come coprodotto il risultato dell'analisi sarebbe notevolmente cambiato. Il danno totale dovuto alla produzione dello smalto si sarebbe ridotto del 12,15%, ed il confronto della frittta con una di tipo tradizionale avrebbe evidenziato un danno minore del 27,2% (anziché del 15,35%).

4. Conclusioni

Lo studio ha permesso di valutare l'impatto dovuto alla produzione di uno smalto ceramico ottenuto da un processo di conversione delle scorie derivanti dal processo produttivo del rame. Oltre a mettere in luce le fasi più impattanti del processo, l'analisi ha consentito di mettere in evidenza in quale misura l'utilizzo di una materia prima seconda contribuisca al danno ambientale quando venga considerata come coprodotto.

Dall'analisi del confronto con un processo produttivo che impiega materiali tradizionali è emerso che lo smalto prodotto con le scorie metallurgiche produce un vantaggio ambientale, che aumenterebbe se la produzione della materia prima seconda avvenisse in un raggio chilometrico minore.

5. Ringraziamenti

Questa ricerca è stata finanziata dal progetto LIFE 10 ENV/IT/419 "WASTE3 – Extreme energyfree valorisation of copper metallurgical waste in heating elements and semiconductive nanoceramic enamels".

6. Bibliografia

Al-Jabri K.S., Hisada M., Al-Saidy A.H., Al-Oraimi S.K. Construction and Building Materials 23, 2009, 2132–2140

Classen M., Althaus H.J. Copper, Molybdenum & Telluride and Silver containing byproducts. Final report of updated Swiss National Life Cycle Inventory database "ecoinvent", version 2.0. Ecoinvent Centre, 2007.

Corouh S., Ergun O.N., Cheng T.W. Waste Managment Resources, 24. 2006. 234

European Commission. Reference Document on Best Available Techniques in the Ceramic Manufacturing Industry. JRC Reference Report. 2007

European Standard EN ISO 14040. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. CEN, 2006

Ferrari A.M., Manicardi M., Montorsi M., Neri P., Pini M. LCA di prodotti ceramici, il caso di Emilceramica Spa. Rapporto Tecnico LCA RT_05. Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia, 2012

Giunta Regionale Direzione Generale Ambiente della Regione Emilia Romagna. Determinazione n°004606/1999, Indicazioni alle Province per il rilascio delle autorizzazioni alle emissioni in atmosfera. Bologna, 1999

Gorai B., Jana R.K., Premchand M. Resources, Conservation and Recycling 39. 2003. 299-313

Humbert S., Schryver A., Bengoa X., Margni M., Jolliet O. Impact 2002+: User Guide. Quantis, 2012

Piatak N.M., Parson M. B., Sea R.R. Characteristics and Environmental aspect of slag: A review. Applied Geochemistry. Accepted manuscript.

Pré Consultants. Introduction to LCA with SimaPro 7. 2010

Ramachandra Rao S., Resource recovery and recycling from metallurgical waste. Elsevier, 2006

Scalet B.M., Garcia Munoz M., Sissa A.Q., Roudier S., Delgado Sancho L. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Glass. JRC Reference Report. European Commission Joint Research Center, 2013.

Shia C., Meyerb C., Behnood A.. Resources, Conservation and Recycling 52. 2008. 1115–1120

Technical Data Sheet Nastra Iron Silicate Granules. Brummer Strahlmitten

United States Environmental Protection Agency (EPA) - AP 42, Fifth edition, Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources. Cap 11.4 Frit Manufacturing. Research Triangle Park, N.C, 1997

Zhihong Y., Qiao L., Jixiang X., Yong H., Guangdong L., Yi K. Journal of Alloys and Compounds 574. 2013. 354–360.

Sviluppi degli studi LCA in edilizia: potenzialità di diffusione e ampliamento degli indicatori ambientali e dei confini di sistema

Monica Lavagna, Andrea Campioli
Politecnico di Milano, Dipartimento ABC
monica.lavagna@polimi.it

Abstract

L'uso di indicatori ambientali LCA sta trovando diffusione nel settore edilizio sia nell'ambito delle certificazioni ambientali di edificio (DGNB, LEED, BREEAM ecc.) sia nell'ambito delle certificazioni ambientali di prodotto (EPD). Il testo fornisce un aggiornato quadro di tale processo di diffusione, sottolineando l'opportunità di un ampliamento degli indicatori assunti e di un'estensione dei confini di sistema considerati, con l'obiettivo di una maggiore affidabilità della valutazione.

1. Introduzione

In ambito internazionale, molteplici sono i percorsi che stanno determinando l'affermazione del LCA come strumento per la valutazione ambientale degli edifici e dei prodotti edilizi. Tra questi, due sono particolarmente rilevanti:

- l'emanazione in ambito ISO e CEN di norme tecniche relative alla valutazione della sostenibilità nel settore delle costruzioni basate sull'approccio *life-cycle* e sullo strumento LCA;
- l'aggiornamento, in parte indotto dall'emanazione delle norme ISO e CEN, dei principali strumenti di certificazione ambientale degli edifici basati su meccanismi a punteggio (*Green Rating Systems*), sempre più orientati all'integrazione del LCA come strumento per la valutazione ambientale dell'edificio.

Per quanto pervasiva, questa affermazione del LCA presenta connotati specifici a seconda che l'oggetto della valutazione ambientale sia "l'edificio", considerato nel suo insieme, o piuttosto "i prodotti edilizi", che nell'edificio confluiscono.

Gli strumenti di certificazione applicati agli edifici, anche se complementari, differiscono da quelli applicati ai prodotti edilizi, così come differenti sono le figure responsabili e depositarie delle informazioni necessarie per lo sviluppo di uno studio LCA di edificio oppure di prodotto edilizio. Gli operatori alla scala dell'edificio costituiscono un fondamentale stimolo per la filiera dei prodotti, poiché costituiscono la domanda di LCA ed EPD relativamente ai prodotti edilizi. Quindi tanto più lo studio LCA di edificio è dettagliato e comprensivo (in termini di fasi del ciclo di vita e indicatori di impatto ambientale), tanto più i vari operatori del processo edilizio sono sollecitati a costruire informazioni ambientali utili e ad attuare strategie di miglioramento ambientale lungo tutta la catena di processi del ciclo di vita.

Per comprendere come lo strumento LCA possa essere utilizzato per rendere sempre più affidabili le valutazioni ambientali nel settore delle costruzioni devono pertanto essere considerate con la massima attenzione le specificità e le complementarità dei due livelli, l'edificio e i prodotti edilizi.

2. Gli studi LCA e le certificazioni ambientali di edifici

Gli strumenti di certificazione ambientale degli edifici più diffusi a livello internazionale sono i sistemi a punteggio (*Green Building Rating Systems*), così definiti perché attribuiscono punteggi premiali al soddisfacimento di requisiti e soglie e definiscono il livello di sostenibilità ambientale degli edifici in base al punteggio complessivo ottenuto.

Nelle prime versioni di questi strumenti non era previsto l'uso del LCA come strumento di valutazione ambientale. Soltanto il BREEAM (BRE Environmental Assessment Method), sviluppato nel 1990 in Inghilterra dal BRE (British Research Establishment), prevede la valutazione dell'area Materiali tramite l'uso della *Green Guide*, che contiene un repertorio ampio di soluzioni costruttive a cui è attribuita una classe di sostenibilità (A+, A, B, C, D, E) in base al profilo LCA. Tale classificazione deriva da valutazioni LCA realizzate su alternative tecniche a parità di unità funzionale. Il progettista è così fortemente orientato a scegliere le soluzioni costruttive meglio classificate al fine di acquisire un punteggio più alto. Un approccio di questo tipo, per quanto LCA-based, presenta alcune criticità.

La *Green Guide* illustra soluzioni astratte, descritte come serie di strati di materiali, a ciascuna delle quali è associata una prestazione ambientale LCA riferita al materiale e non al prodotto. Si discriminano così i materiali, favorendo un ambito materico rispetto a un altro, sulla base di valutazioni riferite a dati generici, trascurando il fatto che le caratteristiche ambientali di una soluzione, anche nello stesso ambito materico, possono invece variare in modo significativo in relazione alla filiera dei singoli prodotti impiegati. La *Green Guide* propone pertanto un repertorio statico che non è di alcuno stimolo nei confronti dell'innovazione ambientale dei prodotti e tantomeno nei confronti della certificazione delle loro prestazioni ambientali. Si rischia in questo modo di perdere di vista il vero obiettivo della valutazione LCA delle soluzioni tecnico-costruttive dell'edificio che consiste in un miglioramento ambientale dell'intera filiera e nella promozione di una concorrenzialità rispetto al profilo ambientale anche tra produttori dello stesso comparto.

Inoltre la caratterizzazione ambientale per classi di sostenibilità delle diverse soluzioni occulta le effettive prestazioni ambientali in relazione agli indicatori LCA, rendendo impossibile una valutazione LCA estesa all'intero ciclo di vita dell'edificio, considerando contemporaneamente gli impatti relativi alla fase di produzione e gli impatti relativi alla fase d'uso.

Recentemente altri strumenti di certificazione ambientale degli edifici si stanno orientando all'integrazione di indicatori LCA in modo più trasparente rispetto a quanto proposto nel BREEAM.

Il LEED (Leadership in Energy & Environmental Design), strumento di certificazione ambientale tra i più diffusi a livello internazionale, nato nel 1993 negli Stati Uniti, sta attualmente sviluppando una versione aggiornata (v4), in cui molti dei criteri relativi alla sezione Materiali e Risorse, precedentemente basati su indicazioni di carattere "qualitativo" (riutilizzo dei materiali, contenuto di riciclato, uso di materiali regionali, uso di materiali rapidamente rinnovabili, uso di legno certificato), vengono sostituiti con criteri LCA-based: riduzione dell'impatto del ciclo di vita dell'edificio (Whole Building Life Cycle Assessment che dimostri la riduzione di almeno il 10% degli impatti rispetto a un edificio "base"), ottimizzazione ambientale delle scelte costruttive, Dichiarazione Ambientale di Prodotto, provenienza delle materie prime, composizione dei materiali.

Si promuove dunque anche l'uso delle EPD dei prodotti edilizi impiegati nella costruzione, attivando l'intera filiera delle costruzioni verso l'uso del LCA come strumento di valutazione e comunicazione dell'informazione ambientale.

Il DGNB (*Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen*), introdotto nel 2008 in Germania dal Ministero dei Trasporti, possiede già un'impostazione conforme alle norme ISO e CEN, fondando la valutazione ambientale su criteri LCA: Life Cycle Impact Assessment, Local Environmental Impact, Responsible Procurement, Life Cycle Assessment - Primary Energy, Drinking Water Demand and Wastewater Volume, Land use. Va sottolineata l'integrazione di quest'ultimo indicatore, spesso trascurato nella valutazione ambientale degli edifici e invece particolarmente significativo proprio nel settore edilizio.

I requisiti ambientali previsti dal DGNB e relativi alla valutazione LCA dell'edificio hanno automatica-mente attivato i progettisti e i costruttori a "chiedere" come informazione tecnica essenziale di prodotto il profilo ambientale ai produttori e sta spingendo i produttori a certificarsi tramite EPD (*Environmental Product Declaration*).

In Austria l'IBO (*Österreichisches Institut für Baubiologie und Bauökologie*) ha sviluppato uno strumento per la valutazione LCA degli edifici (Ecosoft), valido per i programmi di incentivazione residenziale di Salisburgo, Vorarlberg, Stiria, Carinzia e Bassa Austria e per le certificazioni edifici klima:aktiv Bauen und Sanieren, Total Quality Building, IBO ÖKO-PASS e Kommunalen Gebäudeausweis Vorarlberg. Il software si avvale di una banca dati LCA relativa ai prodotti edilizi che sta conoscendo una rapida espansione proprio per la domanda creata dagli strumenti di certificazione ambientale degli edifici.

Oltre alla diffusione dello strumento LCA all'interno dei sistemi a punteggio deve essere sottolineata la proposta, sviluppata nell'ambito dell'International EPD® System, di definire PCR (*Product Category Rules*) relative alla scala dell'edificio. In questa prospettiva l'edificio è considerato un prodotto e, come tale, può essere oggetto di un EPD (conforme agli standard CEN). Questo approccio da un lato accentua la centralità del LCA pervenendo a una dichiarazione trasparente delle prestazioni ambientali dell'edificio rispetto agli indicatori considerati, ma dall'altro trascura tutte le verifiche di qualità complessiva (es. comfort, qualità tecnica, qualità abitativa) dell'edificio tipicamente contemplate nei sistemi di valutazione a punteggio.

Occorre infine osservare come alla diffusione dello strumento LCA nei sistemi a punteggio non corrisponda ancora un'estesa diffusione di studi LCA alla scala dell'edificio. Anche laddove studi sono stati condotti per ottenere crediti/punti premiali, i risultati, nella gran parte dei casi, sono rimasti riservati. Ciò confina la conoscenza delle prestazioni ambientali degli edifici elaborata secondo la logica LCA all'ambito della letteratura scientifica, rinviando l'affermarsi di una cultura di progetto capace di assumere lo strumento del LCA come supporto alle decisioni durante lo sviluppo del progetto.

3. Le certificazioni EPD dei prodotti edilizi

Per quanto riguarda la valutazione ambientale dei prodotti, a livello europeo, si è lavorato per migliorare le regole relative agli studi LCA (es. ILCD Handbook), superando le norme della serie ISO 14040. Altrettanto si sta facendo nell'ambito della certificazione ambientale, con il superamento della norma ISO 14025.

Nel settore delle costruzioni sono state sviluppate specifiche norme tecniche per la valutazione LCA e la certificazione ambientale EPD dei prodotti edilizi, sia in ambito ISO sia in ambito CEN. A seguito della emanazione della ISO 21930 nel 2007, specifica per le EPD dei prodotti edilizi, in ambito CEN ci sono stati sviluppi consistenti, grazie a un buon osservatorio sulla sperimentazione delle certificazioni dei prodotti edilizi basate ancora sulla norma ISO 14025 o sulla ISO 21930, che hanno portato alla definizione della norma EN 15804:2012+ A1:2013.

Il gruppo di lavoro CEN ha istituito una piattaforma web per raccogliere costantemente commenti sull'uso delle norme tecniche sviluppate, in modo da poter adeguatamente aggiornare la norma fra tre anni.

Parallelamente ai lavori per sviluppare la norma EN 15804, le varie nazioni partecipanti hanno cominciato a lavorare per rendere operativo il processo di certificazione EPD dei prodotti edilizi.

In particolare AFNOR ha elaborato una norma tecnica nazionale francese (NF P 01-010), conforme alla norma tecnica EN 15804, che ha determinato un'ampia diffusione a livello nazionale di EPD riguardanti il settore edilizio (1000 EPD che coprono più di 10.000 imprese) e lo sviluppo del database INIES relativo ai profili ambientali dei prodotti edilizi.

In Germania lo schema di certificazione delle Dichiarazioni ambientali di prodotto (EPD) è stato sviluppato dalla AUB (*Arbeitsgemeinschaft Umweltverträgliches Bauprodukte*), che rappresenta la federazione tedesca dei produttori di materiali da costruzione, e dall'IBU (*Institut Bauen und Umwelt*), che vede il coinvolgimento di esperti indipendenti provenienti dal mondo della ricerca e delle istituzioni pubbliche per la verifica delle valutazioni. La certificazione ambientale di prodotto rilasciata dall'IBU è stata ideata in stretta collaborazione con le autorità pubbliche tedesche del settore costruzioni e del settore ambiente (Ministero delle Costruzioni, Agenzie per l'Ambiente). Al momento sono state elaborate oltre 500 EPD, con il coinvolgimento delle più importanti aziende di settore.

Tra le iniziative che stimolano alla certificazione EPD dei prodotti edilizi, va segnalato il nuovo Regolamento EU n. 305/2011 sui prodotti da costruzione che sostituisce e abroga la Direttiva 89/106/CEE (marcatura CE). Le nuove disposizioni per la vendita a livello UE dei prodotti da costruzione prevedono l'introduzione di un nuovo requisito, "Uso sostenibile delle risorse naturali". A livello europeo vi è convergenza sull'idea che tale requisito venga verificato tramite l'uso delle EPD e della valutazione ambientale LCA.

L'EPD è oggi un riferimento imprescindibile a livello europeo per la valutazione delle prestazioni ambientali nel settore delle costruzioni e si auspica che continui a esserlo anche dopo l'introduzione della certificazione PEF (*Product Environmental Footprint*). Innanzitutto perché la certificazione EPD è stata assunta come riferimento dal settore a seguito dell'elaborazione dell'apparato normativo che regola le procedure di valutazione ambientale degli edifici. Secondariamente perché la certificazione PEF è specificamente orientata ai prodotti industriali diretti al consumo, mentre i prodotti edilizi sono prodotti intermedi che vengono inseriti nell'edificio e il cui ciclo di vita è dunque influenzato dalle scelte di progetto relative all'edificio. Le norme ISO e CEN che regolano l'elaborazione delle EPD per i prodotti edilizi sono state sviluppate proprio tenendo conto di tali specificità, come per esempio la durata prevista in particolari condizioni di utilizzo (*reference service life* in base alle norme ISO della serie 15686) e che può costituire la base della stima della vita utile nell'applicazione a livello di edificio, sotto altre condizioni d'uso.

4. Indicatori LCA nel settore edilizio

Gli indicatori LCA considerati nei diversi strumenti di certificazione ambientale degli edifici hanno una certa variabilità (Tabella 1).

Gli indicatori più affermati, anche dal punto di vista degli studi scientifici a letteratura, sono: Consumo di energia primaria rinnovabile e non rinnovabile (PEI r, PEI nr), Potenziale effetto serra (GWP), Potenziale acidificazione (AP), Eutrofizzazione (EP), Formazione di ossidanti fotochimici (POCP) e Ozone Layer Depletion (ODP).

La norma ISO 14025, su cui sono state costruite le certificazioni EPD realizzate in ambito edilizio prima dell'uscita nel 2012 della EN 15804, e le norme ISO 21930 e ISO 21931-1, prevedono l'obbligo di pochi indicatori essenziali. Viene lasciata libertà di ampliare gli indicatori considerati, ma raramente è stato fatto.

La norma EN 15978 sulla valutazione ambientale degli edifici stabilisce un set di indicatori definito e ampio, corrispondente a quanto richiesto per i prodotti edilizi dalla norma EN 15804:2012+A1:2013. Quest'ultima fornisce anche, nell'Annex C, i fattori di caratterizzazione che devono essere utilizzati.

Per quanto riguarda l'uso di risorse, è stato introdotto un quadro più esteso di parametri che mirano a rendere più chiaro il tipo di risorsa considerata. Per esempio occorre distinguere i consumi di energia rinnovabile e non rinnovabile in base alle risorse utilizzate come energia e risorse utilizzate come materie prime (energia *feedstock*).

È inoltre richiesto di esplicitare alcune informazioni relative agli output utili per la costruzione degli scenari di fine vita: Components for re-use, Materials for recycling, Materials for energy recovery, Exported energy.

In questo periodo nell'ambito dei lavori del CEN TC 350 è stato aperto un nuovo Work Item per implementare la norma EN 15804/A1, introducendo nuovi indicatori di impatto ambientale: land use (biodiversity, soil quality), particulate matter (PM 10), human toxicity, eco toxicity, ionizing radiation, water scarcity.

	LCA building level					LCA product level			
	LEED v4	DGNB	EcoSoft (TQ)	ISO 21931-1	EN 15978	BREEAM	ISO 14025	ISO 21930	EN 15804
global warming	*	*	*	*	*	*	*	*	*
acidification of soil and water	*	*	*	*	*	*	*	*	*
eutrophication	*	*	*	*	*	*	*	*	*
photochemical ozone creation	*	*	*	*	*	*	*	*	*
ozone depletion	*	*		*	*	*	*	*	*
depletion of abiotic resources (fossil)				*	*	*	*	*	*
depletion of abiotic resources (elements)				*	*	*	*	*	*
use of renewable material resources	*			*				*	
non renewable primary energy consumption	*	*	*	*	*		*	*	*
renewable primary energy consumption			*	*	*		*	*	*
use of renewable primary energy excluding									
primary energy resources used as raw materials					*				*
use of renewable primary energy resources					*				*
used as raw materials					*				*
use of non renewable primary energy excluding					*				*
resources used as raw materials					*				*
use of non renewable primary energy resources					*				*
used as raw materials					*				*
use of secondary material	*				*	*			*
use of renewable secondary fuels					*				*
use of non renewable secondary fuels					*				*
net use of fresh water		*		*	*	*	*	*	*
hazardous waste disposed				*	*	*	*	*	*
non hazardous waste disposed				*	*		*	*	*
radioactive waste disposed					*	*			*
components for re-use					*				*
materials for recycling					*	*			*
materials for energy recovery					*				*
exported energy					*				*
land use		*							
particulate matter (PM 10)									
human toxicity						*			
eco toxicity						*			
ionizing radiation									
water scarcity									

Tabella 1: Indicatori di impatto ambientale LCA presenti nelle norme e negli strumenti

5. Confini del sistema nel settore edilizio

Gli studi LCA relativi agli edifici reperibili in letteratura non sono sempre completi, ma tendono di esserlo e soprattutto sono andati raffinandosi negli ultimi anni.

Le fasi considerate con più facilità sono quella *from cradle to gate*, legate al profilo LCA dei prodotti utilizzati (i cui dati sono facilmente reperibili grazie alla disponibilità dei quantitativi di materiale coinvolti nella documentazione tecnica di progetto e alla disponibilità del profilo ambientale dei prodotti all'interno delle banche dati o attraverso le EPD), e di uso, legata ai consumi di energia (i cui dati sono facilmente reperibili grazie alla certificazione energetica degli edifici).

Vengono invece spesso trascurate le altre fasi per la maggiore difficoltà nel reperire le informazioni e per la necessità di fare riferimento a scenari per loro natura incerti.

La fase di trasporto dei materiali al cantiere è spesso trascurata, poiché si tratta di informazioni impegnative da reperire (occorre informarsi sulla collocazione di tutti gli stabilimenti produttivi da cui il cantiere si è approvvigionato); in realtà tali informazioni sono spesso non ordinatamente disponibili, ma comunque reperibili. Anche gli studi che considerano questa fase spesso tendono ad assumere dati medi presenti in altri studi, procedura che non va a cercare di definire quali parti dell'edificio abbiano effettivamente richiesto un trasporto particolarmente impattante (o per il peso del prodotto o per la distanza significativa), portando a un'eccessiva semplificazione (Kellenberger, Althaus, 2009).

La fase di messa in opera è spesso trascurata per la scarsità di studi LCA specifici al riguardo. Il cantiere è un luogo difficilmente monitorabile, con notevoli criticità nella valutazione dei flussi e con una notevole variabilità di impatti in relazione alle tecnologie utilizzate. Spesso gli studi a letteratura si limitano ad attribuire una percentuale di impatto sul totale, con un livello di approssimazione notevole, soprattutto rispetto a processi realizzativi molto differenti.

Riguardo alla fase d'uso, viene spesso omesso l'impatto dei processi di manutenzione e sostituzione, che in realtà possono avere un'incidenza significativa (Cole, Kernan 1996; Lavagna, 2010). In questo caso il tema è particolarmente critico per la mancanza di dati a letteratura affidabili. Poche informazioni sono messe a disposizione dai produttori sulla durata dei prodotti e comunque la durabilità potenziale dei prodotti può essere compromessa dalle specifiche condizioni ambientali del progetto, per cui diventa difficile fare stime attendibili sugli intervalli di sostituzione. Gli studi LCA che considerano questa fase richiamano altri studi, senza una base dati di riferimento omogenea e con il rischio di influire sul risultato della valutazione in maniera significativa (la manutenzione ha una notevole incidenza) sulla base di dati poco affidabili e soprattutto variabili da studio a studio. Alcuni strumenti (*Green Guide* del BREEAM, banca dati LCA dell'IBO) affiancano al profilo ambientale anche l'informazione della durata delle soluzioni costruttive. La norma EN 15804 prevede la dichiarazione della *reference service life* dei prodotti certificati EPD.

La stessa incertezza caratterizza anche la fase di fine vita, poiché anch'essa è uno scenario stimato. Sugli scenari di fine vita esiste una più ampia letteratura, ma molto variabile in relazione alle differenti interpretazioni che ancora esistono sul come allocare gli impatti di fine vita (tra prima vita e seconda vita del materiale), questione spinosa in edilizia vista la lunga vita utile.

La norma EN 15804 prevede la possibilità di realizzare EPD *from cradle to gate*, in cui non è obbligatorio dichiarare la vita utile di riferimento, oppure EPD *cradle to gate with options* dove è possibile inserire dati LCA relativi a fasi che il produttore vuole documentare.

Tipicamente le fasi aggiuntive che vengono compilate sono quelle relative al fine vita, con l'estensione dei confini di sistema al riuso o riciclo del prodotto, quando i prodotti ottengono un valore negativo a fine vita, e dunque un beneficio ambientale, grazie all'impatto evitato per la produzione di materiale vergine. Raramente viene inserito l'impatto relativo all'installazione (aspetto generalmente carente dal punto di vista dei dati disponibili). Non sono invece mai state realizzate EPD complete *from cradle to grave*, previste dalla norma.

6. Conclusioni

A fronte di un crescente riferimento a strumenti LCA per la valutazione delle prestazioni ambientali in ambito edilizio, il quadro degli studi LCA del settore rivela una certa disomogeneità nelle assunzioni che impedisce il confronto dei risultati. Soltanto attraverso la considerazione di un numero sempre più ampio di indicatori, l'individuazione di scenari attendibili per tutte le fasi del ciclo di vita, la definizione di valori di impatto ambientale di riferimento per gli edifici e per le singole fasi, si può evitare un'eccessiva semplificazione degli studi LCA che, attraverso la riduzione degli aspetti considerati e la restrizione dei confini di sistema, rende poco affidabile il profilo ambientale.

7. Bibliografia

AFNOR 2004, NFP 01-010 Qualité environnementale des produits de construction - Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction

Anderson, J, Shiers, D, & Steele, K 2009, The Green Guide to Specification, Wiley-Blackwell.

BRE, BREEAM, www.breeam.org

BRE 2007, Methodology for environmental profiles of construction products - Product Category Rules for type III environmental product declaration of construction products, www.bre.co.uk

CEN 2011, EN 15978 Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method

CEN 2013, EN 15804:2012+A1:2013 Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products

Cole, RJ, & Kernan, PC 1996, 'Life Cycle Energy Use in Office Building', Building and Environment, no. 4, pp. 307-317.

Cole, RJ. 1998, 'Energy and greenhouse gas emissions associated with the construction of alternative structural systems', Building and Environment, no.34, p. 335.

CEN 2010, EN ISO 14025:2010 Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures (ISO 14025:2006)

DGNB GmbH, The DGNB System, www.dgnb-system.de

Kellenberger, D, & Althaus, HJ 2009, 'Relevance of simplifications in LCA of building components', Building and Environment, no. 44, pp. 818-825.

ISO 2008, ISO 15686, Buildings and constructed assets - Service life planning

ISO 2007, ISO 21930:2007 Sustainability in building construction - Environmental declaration of building products

IBU, <http://construction-environment.com/hp421/EPD.htm>

Lavagna, M 2010, 'Il ruolo della durata e della manutenzione nella valutazione ambientale del ciclo di vita', in Cinzia Talamo, a cura di, Procedimenti e metodi della manutenzione edilizia. Il piano di manutenzione, Sistemi Editoriali Esselibri, Napoli, pp. 115-127.

USGBC, LEED-Leadership in Energy and Environmental Design, www.usgbc.org/leed

Modello Metabolico Urbano come strumento per l'analisi di sostenibilità dei sistemi idrici urbani: il caso studio di Reggio Emilia

Autori: Marianna D'Ercole¹, Rita Maria Ugarelli², Vittorio Di Federico¹

¹Università degli Studi di Bologna, Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali (DICAM), Viale Risorgimento 2, 40136, Bologna,
marianna_dercole@hotmail.it, vittorio.difederico@unibo.it;

²SINTEF Building and Infrastructure, Klæbuveien 153, Trondheim N7465, Norway, rita.ugarelli@sintef.no

Abstract

Il lavoro si colloca tra le attività del progetto TRUST - Transition to the Urban water Service of Tomorrow, finanziato dall'Unione Europea, che si pone l'obiettivo di individuare il tipo di gestione attuale dei sistemi idrici urbani e di predisporre strumenti e procedure, anche sotto forma di linee guida, per rendere nel lungo periodo i servizi idrici più sostenibili. Si è utilizzato un modello metabolico urbano sviluppato dalla Norwegian University of Science and Technologies (NTNU), che in un'ottica LCA (Life Cycle Assessment) consente di valutare i consumi energetici e gli impatti ambientali che un sistema idrico comporta. Nello specifico si è preso in esame il sistema della città di Reggio Emilia. Il modello ripercorre l'intero ciclo di vita dell'acqua, dalla captazione, al trasporto, al consumo e infine allo smaltimento dei reflui, in modo da determinare le prestazioni del sistema e identificare le possibili strategie di miglioramento in termini di sostenibilità.

1. Introduzione

La risorsa idrica, nonostante sia un elemento indispensabile per la salute e la qualità della vita, è una risorsa limitata che si sta consumando a un ritmo sempre più veloce rispetto alla sua capacità di rigenerarsi. Se a questo si aggiungono fattori di criticità quali i cambiamenti climatici, l'inquinamento ambientale, la crescita demografica e l'invecchiamento delle infrastrutture, è del tutto evidente la necessità di un suo uso più efficiente e quindi più sostenibile lungo il suo intero ciclo di vita, dalla captazione, al trasporto, al consumo e, infine, allo smaltimento dei reflui.

L'Unione Europea ha finanziato negli ultimi anni progetti di ricerca in modo da supportare i sistemi idrici urbani in un processo volto a una maggiore efficienza e adattabilità ai cambiamenti climatici in atto e alle dinamiche sociali in evoluzione. Tra questi il progetto TRUST – TRAnsition to the Urban water Service of Tomorrow, nell'ottica di raggiungere la sostenibilità idrica in ambito urbano, mira a individuare, attraverso la ricerca e le sperimentazioni in campo, delle soluzioni tecnologiche e di coordinamento delle azioni, utilizzando, come base per la modellazione delle attività, i metodi e la conoscenza generati dai progetti precedenti che affrontano temi analoghi.

Il modello utilizzato rientra tra le attività del progetto, il cui obiettivo è quello di sviluppare strumenti per l'analisi metabolica e la valutazione dei sistemi idrici urbani e fa parte del lavoro di ricerca che l'Università di Bologna svolge nella collaborazione a tale progetto.

2. Metabolismo urbano e sostenibilità

Secondo la definizione fornita da Dekker et al. 2000, per *metabolismo urbano* si intende un flusso di energia e materiali attraverso un 'ecosistema' urbano dove gli input dei materiali sono trasformati in energia utile, strutture fisiche e rifiuti: è un'interazione società – città – ambiente i cui flussi di input e output possono essere schematizzati come in Figura 1.

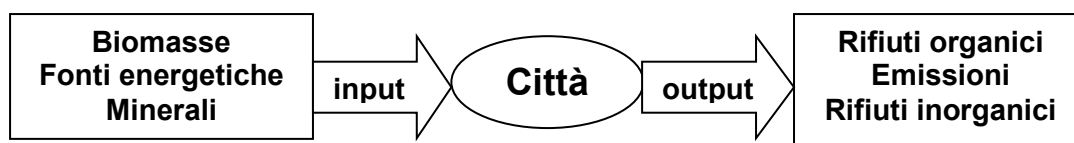


Figura 1: Flussi di input e output

Il tutto porta a una colonizzazione del paesaggio con conseguenze che possono essere ecologicamente rilevanti. Il volume complessivo di energia o materiali di una società è un indicatore principale della sua performance ambientale, per cui maggiore è il materiale o l'energia di una società, maggiore sarà il suo impatto ambientale.

Appare quindi utile studiare come avvengono i flussi di materia ed energia in ambiente urbano, e i meccanismi che li regolano, in modo da poter ottimizzare i processi che avvengono nelle città. Il tutto rientra nell'ottica della sostenibilità urbana, il cui obiettivo è quello di ridurre l'uso di risorse naturali e di produzione di rifiuti, assieme al miglioramento del livello di vivibilità, in modo che l'oggetto città possa integrarsi meglio con la capacità di carico locale, regionale e globale degli ecosistemi (Newman 1999).

2.1. Metabolismo urbano applicato al sistema idrico

Nel settore idrico, il concetto di sostenibilità si identifica in quei sistemi idrici progettati e gestiti per contribuire interamente agli obiettivi della società, attuale e futura, mantenendo la sua integrità ecologica, ambientale e idrologica (ASCE e UNESCO, 1998). Tra le dimensioni cui viene associato tale concetto (sociale, economica, ambientale, nonché infrastrutturale e governativa), quella ambientale si occupa degli impatti dei sistemi idrici urbani sui sistemi naturali viventi e non, e si pone come obiettivo quello di ottimizzare l'uso delle risorse idriche, energia e materiali, minimizzando gli impatti negativi.

Spostando l'attenzione sul metabolismo di un sistema idrico, si pone l'accento sui flussi e sui processi di trasformazione di tutti i tipi di materiali ed energia, che sono mobilitati per lo sviluppo e il funzionamento del sistema al fine di svolgere le funzioni necessarie di fornitura, sanificazione per determinati parametri qualitativi e quantitativi. Quindi, il 'corpo vivente' in cui avviene il metabolismo è in questo caso proprio il sistema idrico, con tutte le sue componenti e attività che cambiano nel tempo, e che è amministrato e gestito dalle proprie società di servizi, col preciso scopo di soddisfare le esigenze dei cittadini e delle attività economiche all'interno dell'area urbana.

2.2. Modello metabolico

Il modello metabolico identifica e quantifica i flussi delle risorse in input (energia, materiali, prodotti chimici) e di quelle in output (reflui ed emissioni), in linea con il necessario ricambio metabolico così da far funzionare il sistema idrico urbano sotto necessarie condizioni al contorno. Pertanto, se il sistema è modellato in termini qualitativi e quantitativi, è possibile dedurre le performance nel rispetto dei criteri economici, ambientali e di sicurezza.

Un sistema idrico convenzionale può essere considerato come suddiviso in due parti fondamentali, legate l'una, alle acque come risorsa, l'altra, alle acque reflue. La Norwegian University of Science and Technologies (NTNU), tenendo conto delle varie fasi dell'intero ciclo di vita dell'acqua, ha sviluppato il modello metabolico urbano applicato alle reti che, in un'ottica LCA, consente di valutare gli impatti ambientali e i consumi energetici che tale sistema comporta. Il modello quindi riprende le varie fasi del sistema idrico: presa, potabilizzazione, distribuzione, utilizzatori, raccolta reflui, depurazione e scarico, così come mostrato in Figura 2, in cui sono rappresentati anche i flussi di input e output che lo attraversano.

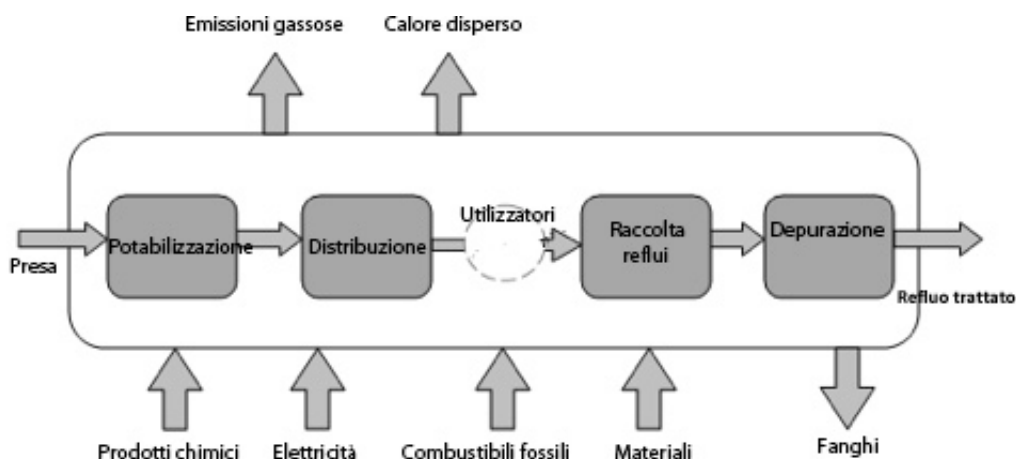


Figura 2: Schema semplificato del metabolismo del sistema idrico urbano

2.3. Il ciclo idrico integrato della città di Reggio Emilia

Il modello sviluppato dalla NTNU, è stato applicato al sistema idrico (potabile) della città di Reggio Emilia che è alimentato esclusivamente da risorsa idrica sotterranea estratta tramite pozzi. L'acqua estratta da diversi campi pozzi necessita di trattamento, quindi viene inviata a un impianto di depurazione di tipo biologico per rimuovere ferro, manganese e torbidità senza l'uso di prodotti chimici. La disinfezione viene realizzata con il dosaggio di biossido di cloro. L'acqua, così trattata nel rispetto dei requisiti di potabilità, viene immessa nel sistema di adduzione primaria e, successivamente, nella rete di distribuzione che la invia alle utenze.

Le acque reflue, provenienti da abitazioni private, siti industriali, centri urbani, strade e aree pubbliche, sono raccolte dal sistema fognario e convogliate agli impianti di depurazione anche attraverso scarichi e centrali di sollevamento. Impianti di tipo biologico, caratterizzati da elevate capacità depurative, trattano quasi tutta l'acqua reflua scaricata in fognatura. Il processo di depurazione segue due linee: la linea acque, per il trattamento atto alla depurazione del refluo e la linea fanghi, per il trattamento, trasformazione e smaltimento dei fanghi, cioè il materiale residuo delle diverse fasi di depurazione.

2.3.1. Dati di input

Per poter utilizzare il modello metabolico della NTNU e quindi, attraverso la simulazione, ottenere i risultati in termini di consumi energetici e di impatto ambientale, è necessario disporre di determinati dati di input. Tutti i dati sono stati forniti da IREN S.p.A., ente gestore del sistema idrico di Reggio Emilia.

In Figura 3 si riportano i dati generali riguardanti anno di analisi, popolazione residente, popolazione servita dai sistemi idrico e fognario, domanda d'acqua, fattore di emissione del mix energetico italiano e area della città.

Dati Generali	Unità	Input
Anno di analisi		2012
Città oggetto di studio		Reggio Emilia
Popolazione servita dal sistema di Acqua potabile	Numero di abitanti	162117
Popolazione servita dal sistema fognario	Numero di abitanti	146908
Popolazione totale residente	Numero di abitanti	172833
Domanda d'acqua fornita dagli impianti Di trattamento acque	Milioni di metri cubi per anno	12,18
Fattore di emissione di gas serra del mix Di elettricità utilizzato	kgCO ₂ .eq per GWh prodotti	531000
Area superficiale totale della città Oggetto di studio	km ²	231,56

Figura 3: Dati generali della città oggetto di studio

A questi dati vanno aggiunti quelli relativi ai vari sottosistemi: caratteristiche geometriche delle reti di distribuzione e di raccolta dei reflui (lunghezza, diametro, materiali delle condotte), consumi di energia per gli impianti di pompaggio o per le varie fasi di trattamento (potabilizzazione e reflui) e tipi di prodotti chimici e quantità impiegata. I dati generali sugli impatti ambientali e i consumi energetici legati alla fase di produzione di materiali e prodotti chimici sono stati raccolti utilizzando il software SIMAPRO con il mix energetico italiano. Qualora non tutti i dati fossero disponibili ma indispensabili per la modellazione, sono state fatte delle ipotesi, che verranno precisate di seguito.

Per la fase di presa i dati si riferiscono al volume di acqua prelevato dai pozzi pari a circa **12 milioni di m³ l'anno**, con un consumo di energia, per il pompaggio di acqua dalla fonte agli impianti di trattamento, di **4 GWh/anno**.

Nella potabilizzazione delle acque prelevate dalla fonte, i trattamenti cui è sottoposta la risorsa idrica che sono, in sintesi, filtrazione e disinfezione. I consumi energetici per i trattamenti e per il pompaggio sono, per l'anno 2012, di **1,04 GWh**. Il quantitativo dei reagenti utilizzati per la fase di trattamento è di **15.176 kg di acido cloridrico** e di **122.208 kg di clorito di sodio**. Tra i parametri relativi alle caratteristiche dell'acqua trattata (ph, torbidità, coliformi batterici e materia naturale organica) rispetto a quelli dell'acqua prelevata alla fonte, si osserva che si ha un grado di rimozione dei metalli pesanti del 90% e della torbidità di circa il 50%.

L'acqua trattata viene quindi immessa nella rete di distribuzione. Per questa fase si sono raccolti dati relativi alla portata che entra in rete (**12,18 m³/anno**), consumi energetici per il pompaggio, l'istallazione, la riabilitazione, le attività operative, di mantenimento e smantellamento delle condotte. Altre informazioni raccolte sono quelle relative alla lunghezza delle condotte installate e riabilite durante l'anno e le caratteristiche fisiche dell'intera rete esistente, in termini di lunghezze, masse, classe di diametro e materiale. Potendo disporre del solo dato di lunghezza delle condotte sostituite durante l'anno (**2870 m**), si è ipotizzato di suddividerlo in proporzione alle classi di materiale. Considerando un tasso di fallanza (rotture/km per anno) valutato sulla base di dati relativi al 2009 e al 2010, è stato calcolato il consumo di energia connesso alle operazioni di manutenzione (trasporto materiale, scavo trincea e rinterro). Si è tenuto conto del consumo energetico di una reale operazione di ripristino di una condotta rappresentativa dell'intera rete, ossia il PVC DN 90.

Le acque reflue scaricate dai consumatori entrano nella rete di trasporto dei reflui, con l'aggiunta eventualmente di acqua meteorica e con la necessità di ulteriori trattamenti, per un volume totale di **17.897 milioni di m³ l'anno**. I dati necessari per l'analisi del seguente sottosistema sono analoghi a quelli della rete di distribuzione, solo che in questo caso si riferiscono alla rete di raccolta dei reflui.

La fase successiva analizzata dal modello si riferisce al trattamento meccanico e chimico dei reflui per renderli adatti al rilascio nell'ambiente. I dati di input sono simili a quelli della fase di trattamento per la potabilizzazione, ma con un numero maggiore di variabili. I prodotti chimici impiegati sono cloruro ferrico e metanolo in quantità pari, rispettivamente, a **400.000 kg** e **200.000 kg**.

2.3.2. Risultati

Il modello metabolico, sviluppato dalla NTNU, attraverso i dati di input sopra descritti, restituisce dei risultati in termini di consumi energetici e di impatto ambientale. Questi risultati sono stati valutati per ciascun sottosistema e per l'intero sistema idrico, in modo tale da poter stabilire quale fase sia quella più dispendiosa energeticamente o più impattante sull'ambiente e quindi valutare le possibili strategie di miglioramento.

Le categorie d'impatto costruite utilizzando come paradigmi principali ecologia, salute, risorse e riflessi sociali, vengono valutate attraverso gli specifici effetti caratterizzanti;

- effetto serra: 55.38 kg di CO₂ eq. pro capite, 0.58 kg di CO₂ eq. per m³;
- assottigliamento della fascia di ozono: 2.17E-5 kg di CFC11 eq. pro capite, 2.37E-7 kg di CFC11 eq. per m³;
- acidificazione: 2.87 kg di SO₂ eq. pro capite, 3.11 kg di SO₂ eq. per m³;
- eutrofizzazione: 8.94 kg di PO₄ eq. pro capite, 8.27 E-2 kg di PO₄ eq. per m³;
- formazione di smog fotochimico: 1.13E-3 kg di etilene eq. pro capite, 1.64E-4 kg di etilene eq. per m³;
- tossicità per l'uomo: 8.14E2 di 1.4 kg di diclorobenzene pro capite, 7.54 di 1.4 kg di diclorobenzene per m³; tossicità per l'ambiente marino: 1.92E2 di 1.4 kg di diclorobenzene pro capite, 4.85 di 1.4 kg di diclorobenzene per m³; tossicità per l'ambiente terrestre: 3.33E-1 di 1.4 kg di diclorobenzene pro capite, 3.27E-3 di 1.4 kg di diclorobenzene per m³;
- consumo di risorse non rinnovabili: 1.33 kg di antimonio (Sb) eq. pro capite, 1.5E-2 kg di Sb eq. per m³.

Accanto a ciascuna categoria sono stati riportati i risultati dell'intero sistema, valutati su base pro capite, tenendo conto del numero diverso di persone servite dal sistema idrico di acqua potabile e dal sistema fognario e su base di m³ di acqua specifici ai vari sottosistemi. Dei risultati ottenuti si riportano a titolo di esempio i grafici relativi al consumo specifico di energia totale su base pro capite (Figura 4) e quelli relativi alle emissioni di gas serra, acidificazione e riduzione delle risorse non rinnovabili (Figura 5).

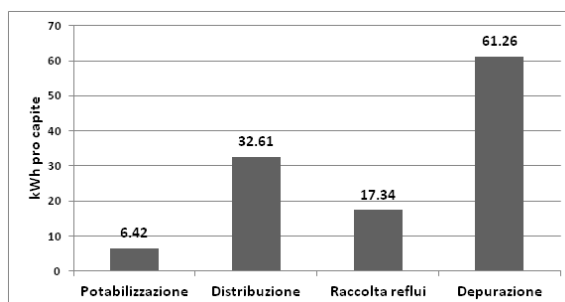


Figura 4: Consumo specifico di energia totale in kWh pro capite

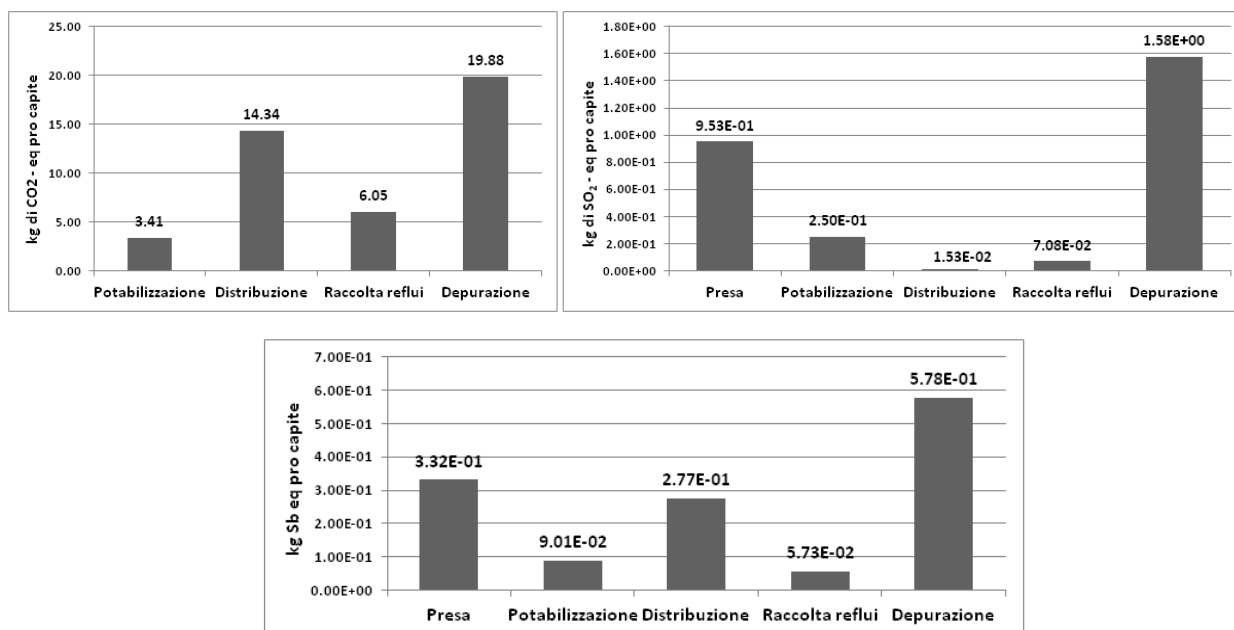


Figura 5: Emissioni specifiche di gas serra (kg di CO₂ – eq pro capite), Acidificazione netta (kg di SO₂ – eq pro capite), Consumo di risorse non rinnovabili (kg di Sb eq.)

Bisogna tener presente che il consumo di energia totale è stato così valutato: per le fasi di trattamento per la potabilizzazione si è calcolato il solo consumo di energia elettrica; per la fase di distribuzione e per quella di raccolta dei reflui si è tenuto conto anche dell'energia fossile (combustibile) consumata per le operazioni d'istallazione di nuove condotte e per le operazioni di manutenzione; per la fase di trattamento dei reflui si è valutata anche l'energia sotto forma di calore che viene prodotta all'interno dell'impianto.

Dall'analisi dei risultati si è osservato che il consumo energetico maggiore è legato alla fase di trattamento dei reflui, mentre la fase di potabilizzazione non richiede particolari costi in considerazione della disponibilità di risorsa idrica "pregiata" (acqua di falda). L'indagine suggerisce, ovviamente, l'adozione di processi con maggiore efficienza energetica.

Gli impatti valutati tengono conto anche delle fasi di produzione dei materiali e dei prodotti chimici utilizzati in ciascun sottosistema. Si osserva che la fase più impattante è quella di depurazione.

Il modello metabolico della NTNU può anche essere utilizzato per valutare la possibilità di migliorare le prestazioni del sistema in termini di costi energetici e ambientali mediante una diversa configurazione delle varie componenti. A tal proposito, nell'ottica di una gestione sostenibile della risorsa idrica per preservare la fonte, e quindi per ridurre il consumo di acqua dolce, si è ipotizzato di destinare una parte del refluo, pari al volume di acqua per uso non potabile di **4.277 milioni di m³ /anno** a un raffinamento per consentirne l'utilizzo irriguo. Si è ipotizzato di considerare un raffinamento della depurazione tramite filtrazione su letto di sabbia e disinfezione a raggi UV: con un dimensionamento di massima si sono valutati i consumi di energia elettrica di ciascun sottosistema, da inserire nel modello metabolico e valutare gli impatti conseguenti. Il vantaggio sta dunque nel ridurre la quantità di refluo da rilasciare nell'ambiente, trasformandoli in nuova risorsa e preservare quindi la risorsa idrica naturale.

3. Conclusioni

In questo lavoro si è eseguita l'analisi di sostenibilità del sistema idrico di Reggio Emilia, utilizzando il modello metabolico sviluppato dall'Università Norvegese NTNU. In un'ottica LCA, si sono potuti valutare i consumi energetici e le diverse tipologie di impatto per l'anno 2012 simulando tutti i flussi di risorsa, materie prime, energia ed emissioni che interessano le varie fasi del sistema dalla presa fino al rilascio dei reflui.

Lo studio può essere fatto non solo disponendo di un cospicuo numero di dati necessari per la simulazione, ma anche di informazioni di carattere generale che riguardano i vari sottosistemi, come il tipo di fonte di approvvigionamento e le tipologie di trattamento per la potabilizzazione e dei reflui.

Si è notato che la fase più dispendiosa energeticamente e più impattante è quella della depurazione.

Nell'ottica di un uso più sostenibile delle risorse, si è anche ipotizzato uno scenario di riutilizzo per uso irriguo di parte del volume di acqua reflua trattata, mediante un ulteriore affinamento del refluo e valutando il rapporto costi/benefici in termini di energia e di impatto ambientale.

In definitiva lo strumento di analisi sviluppato da NTNU ha permesso di valutare le prestazioni del sistema esistente da diversi punti di vista e costituisce uno step necessario nell'identificazione delle strategie che consentono il raggiungimento e miglioramento della sostenibilità.

4. Ringraziamenti

Si ringrazia il gruppo di ricerca NTNU/SINTEF per il supporto nelle fasi di studio e applicazione del modello metabolico, nonché tutti i funzionari di IREN S.p.A., ente gestore del sistema idrico di Reggio Emilia, per aver fornito i dati.

5. Bibliografia

Decker, H., S. Elliott, F.A. Smith, D.R. Blake, and F. Sherwood Rowland (2000). Energy and material flow through the urban ecosystem. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25:685-740.

Di Federico V., Liserra T., Sostenibilità dei sistemi idrici urbani: l'approccio del progetto TRUST, Brescia 2012

NEWMAN P. (1999), "Sustainability and cities: extending the metabolism model", in *Landscape and urban planning* n. 44, Elsevier

Venkatesh, G and H. Brattebø. 2011. *Environmental impact analysis of chemicals and energy consumption in wastewater treatment plants: Case study of Oslo, Norway. Water Science and Technology*. 63(5):1018-1031

<http://www.trust-i.net/>

Valutazione della sostenibilità della pratica di riciclo a freddo in-situ di pavimentazioni stradali in conglomerato bituminoso

Autori: Martina Giani¹, Nicolò Brandini¹, Luca Zampori¹, Giovanni Dotelli¹, Loretta Venturini², Mauro Bacchi²

¹Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G.Natta"

Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano

²Impresa Bacchi srl Costruzioni Generali, via don Giuseppe Dossetti 19, 20080 Carpiano (MI)

giovanni.dotelli@polimi.it

Abstract

Il presente lavoro è finalizzato a quantificare e comprendere i benefici ambientali derivanti dall'attuazione della pratica di riciclo a freddo in-situ per la riabilitazione delle pavimentazioni stradali a fine vita. Il confronto riportato nel presente studio riguarda quindi due differenti modalità di ricostruzione dopo i primi 15 anni di vita della strada: riciclo tradizionale in impianto e riciclo a freddo in-situ. Tutte le fasi del ciclo di vita sono state considerate, dall'estrazione delle materie vergini fino al fine vita, considerando un orizzonte temporale di 30 anni.

1. Introduzione

Per soddisfare le esigenze di costruzione delle strade una grande quantità di asfalto stradale (conglomerato bituminoso, CB) viene prodotta in tutto il mondo: in Europa circa 400 milioni di tonnellate di asfalto sono prodotte ogni anno (EAPA e Napa, 2011) e più del 90% dei circa 5,2 milioni di km di strade sono ricoperte di CB. Al giorno d'oggi gli enti pubblici e le aziende produttrici di asfalto stanno vivendo una situazione caratterizzata da limitata disponibilità di fondi accompagnata da un significativo aumento del prezzo del bitume e delle operazioni di costruzione. Tali preoccupazioni, unitamente ad una significativa pressione a costruire, mantenere e riabilitare le pavimentazioni seguendo l'approccio "green", spingono gli enti competenti a guardare a nuovi metodi di costruzione e manutenzione e all'utilizzo di materiali alternativi. In tale contesto si inseriscono le tecniche di riciclaggio e di produzione a minore temperatura delle pavimentazioni flessibili:

- tecniche WMA (Warm Mix Asphalt) permettono la produzione di miscele di asfalto a temperature più basse (inferiori a 140°C) (EAPA, 2010)
- uso di RAP (Reclaimed Asphalt Pavement) cioè materiale derivante da operazioni di fresatura di pavimentazioni esistenti

Precedentemente al presente lavoro è stata condotta una LCA di 1 km di pavimentazione stradale in conglomerato bituminoso (CB) (Brandini et al., 2013) che valutava i benefici nella produzione di CB derivanti dall'aumento della quantità di RAP e dalla produzione WMA in impianto: queste tecniche rappresentano un buon modo per ridurre gli impatti ambientali delle pavimentazioni in asfalto durante l'intero ciclo di vita. Per valutare la sostenibilità delle pavimentazioni è necessario considerare non solo i materiali e le tecniche usate in produzione, ma anche le strategie di manutenzione applicate per riabilitare la pavimentazione giunta al fine vita. Tra queste, la tecnica di riciclaggio a freddo in-situ (CIR: Cold In-place Recycling) è applicata per riabilitare lo strato di base dopo i primi 15 anni di vita. La tecnica suddetta permette di eseguire riciclo e posa allo stesso tempo, senza necessità di trasportare il fresato in impianto, per questo sta emergendo negli ultimi anni.

Secondo diverse fonti (SITEB, 2002; Wirtgen GmbH, 2012; Fayat, 2007) il riciclaggio a freddo in situ è quello che porta i maggiori vantaggi economici e ambientali poiché:

- Riutilizza il 100% del materiale asportato;
- Riduce i costi del trasporto e quelli energetici;
- Riduce i tempi di lavorazione e i disagi per gli utenti.

Il presente lavoro intende, pertanto, indagare le possibili riduzioni di impatti ambientali utilizzando la tecnica di riciclo a freddo in-situ. Si è considerata la pavimentazione maggiormente sostenibile indicata da Brandini et al. (2013) ed è stato condotto un confronto tra due differenti gestioni al 15° anno.

2. Metodologia

L'unità funzionale considerata è pari a 1 km di strada in lunghezza, con larghezza di 15 m e spessore totale dei tre strati di 25 cm (base, binder e usura). I confini del sistema sono descritti nel diagramma di flusso di Figura 1.

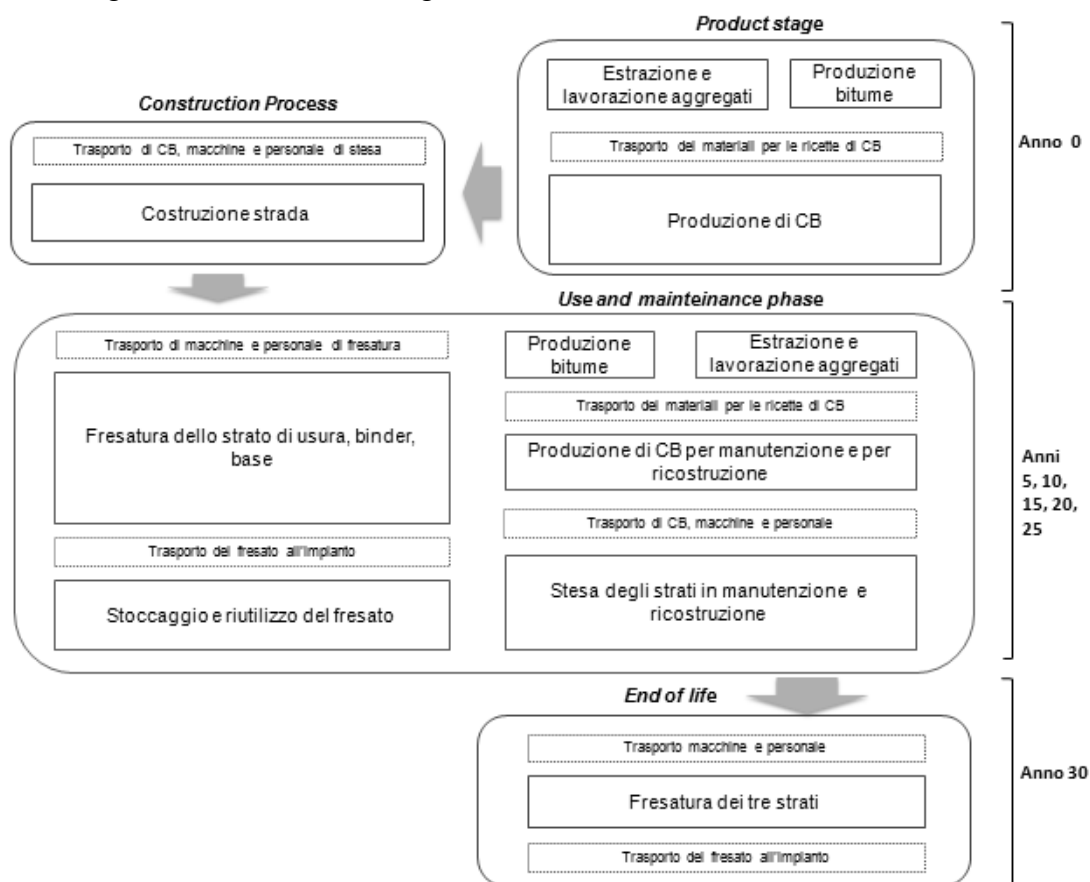


Figura 1: Fasi del sistema analizzato, secondo UNI EN 15804

Ogni 5 anni è prevista la fase manutentiva della pavimentazione con la fresatura e il rifacimento dello strato di usura, mentre all'anno 15 si ricostruisce l'intero pacchetto stradale, e il riciclo dello strato di base può avvenire in impianto oppure in-situ mediante tecnica CIR. Tutti i dati riguardanti il *core process* (produzione in impianto) sono primari e forniti direttamente da Impresa Bacchi srl, mentre per quanto riguarda i processi upstream è stato utilizzato il database Ecoinvent 2.2 per il reperimento dei dati secondari. Per l'analisi dei processi produttivi è stato utilizzato il Software SimaPro 7.3 e la parte di analisi degli impatti è stata eseguita utilizzando l'indicatore Greenhouse Gas Protocol per la quantificazione delle emissioni a effetto serra, il metodo ReCiPe (sia a livello Midpoint che Endpoint per quantificare diverse categorie di impatto e i danni alle tre macrocategorie *Salute*, *Ecosistema* e *Risorse naturali*) ed infine il metodo USEtox per valutare gli impatti potenziali in contesti di tossicità umana e ambientale.

2.1. Tecnica di riciclo a freddo in-situ

Il riciclo a freddo in-situ consiste nel polverizzare lo strato di asfalto, aggiungere uno stabilizzante (bitume schiumato o emulsione bituminosa), miscelare lo stabilizzante con il materiale fresato e posare lo strato riciclato, tutto attraverso l'utilizzo di un apposito treno di riciclaggio il cui cuore è la macchina riciclatrice. In particolare, il bitume schiumato, che è considerato nel presente caso di studio, è prodotto miscelando una bassa quantità di acqua fredda con la massa di bitume caldo (160-180 °C). Una volta che lo strato di base è riciclato e compattato, sopra di esso vengono posizionati gli strati di conglomerato bituminoso (binder e usura) prodotti a caldo (HMA: Hot Mix Asphalt) o a freddo (WMA) in impianto.

Lo schema della pavimentazione considerata è riportato in Figura 2. Per l'opzione di strada riciclata in-situ occorre considerare uno spessore maggiore di fresatura pari a 2 cm, per consentire uguali prestazioni. Nel seguito si chiamerà 'strada 1' la pavimentazione per cui è previsto il riciclo in impianto e 'strada 2' la pavimentazione riciclata in-situ.

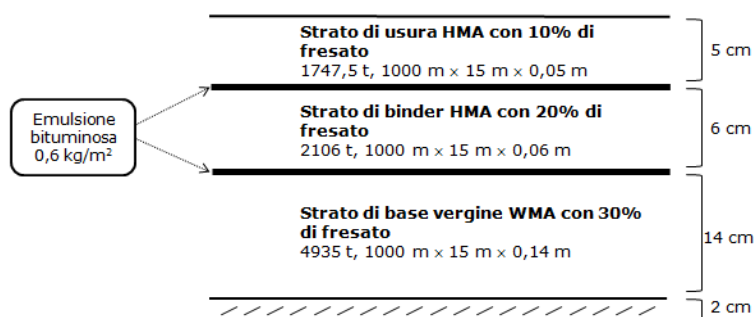


Figura 2: Pavimentazione considerata

2.2. Gestione del fine vita

Le linee guida PAS 2050:2011 sviluppate dal British Standard Institute forniscono le indicazioni per la valutazione delle emissioni di gas serra di beni e servizi e sono state utilizzate per modellare il fine vita della pavimentazione, ogni volta che la pavimentazione esistente viene fresata e il materiale fresato viene trasportato all'impianto. Di particolare interesse per il presente studio è quanto espresso nell'annex D, nel quale vengono valutate le emissioni generate da materiali riciclati o riciclabili (PAS 2050:2011). Nello sviluppo di una LCA di pavimentazioni si utilizza il "*cutoff approach*", che assegna a ogni prodotto il carico direttamente associato ad esso: tutti i benefici del riciclo sono assegnati downstream per l'uso di materiale riciclato (RAP in questo caso), senza indicazioni riguardo al potenziale di riciclo (Huang et al., 2013). Questo procedimento è detto anche "*recycled content approach*" (Hammond e Jones, 2010), prescritto dal PAS 2050 come nella seguente equazione:

$$E_M = (1 - R_1) \cdot E_V + R_1 \cdot E_R + (1 - R_2) \cdot E_D$$

- E_M = emissioni totali per unità di materiale;
- R_1 = percentuale di materiale riciclato in ingresso;
- R_2 = proporzione del materiale riciclato a fine vita del prodotto;
- E_V = emissioni derivanti dai materiali vergini in input, per unità di materiale;
- E_R = emissioni derivanti dai materiali riciclati in input, per unità di materiale;
- E_D = emissioni derivanti dallo smaltimento dei rifiuti, per unità di materiale.

Nel presente caso di studio, è stata applicata dunque l'equazione precedente, nella quale:

- R_1 = percentuale di fresato in ingresso a ogni ricetta;
- $R_2 = 0$, poiché tutto il fresato è considerato rifiuto ed è trattato come tale, dunque non vi è riciclo diretto a fine vita;
- ED = emissioni relative al fine vita, cioè quelle legate alla fresatura e al trasporto del fresato in azienda.

Lo schema del fine vita è mostrato in Figura 3.

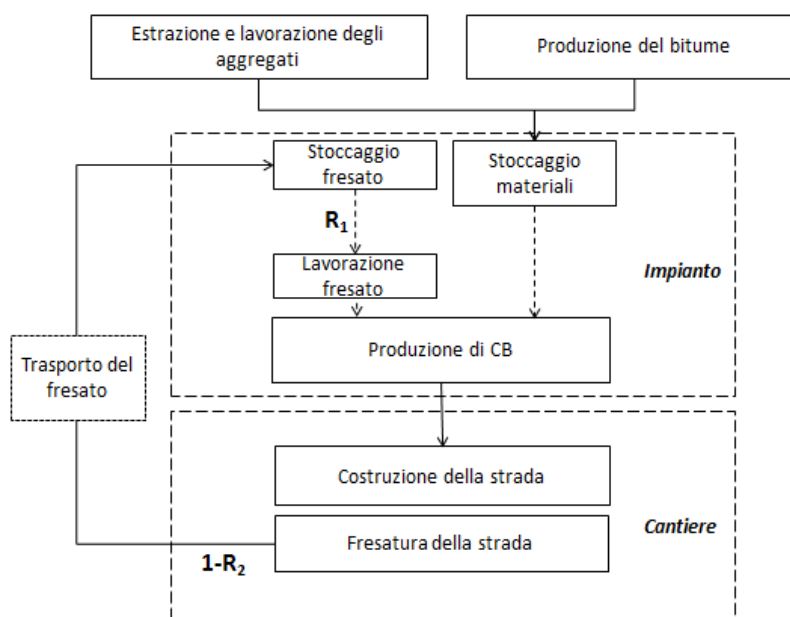


Figura 3: Modellazione del fine vita della pavimentazione

3. LCIA

In Tabella 1 si riportano i risultati del GHG Protocol per il ciclo di vita delle due pavimentazioni stradali.

Si può osservare una diminuzione pari al 9% dell'impatto espresso in termini di CO_{2eq} , considerando l'alternativa di strada riciclata in-situ rispetto alla pavimentazione riciclata tradizionalmente in impianto.

	Unità	Strada 1	Strada 2
Fossil CO_2 eq	t CO_2 eq	1298,5	1183,4
Biogenic CO_2 eq	t CO_2 eq	6,5	5,9
CO_2 eq from land transformation	t CO_2 eq	0,023	0,022
CO_2 uptake	t CO_2 eq	-6,3	-5,7
Totale	t CO_2 eq	1298,8	1183,7
Impatto percentuale	%	100	91

Tabella 1: Risultati della Carbon Footprint delle due pavimentazioni per l'intero ciclo di vita

Da un'analisi di incidenza eseguita emerge che il processo di produzione del bitume utilizzato nelle ricette incide per circa il 35% degli impatti in termini di $\text{CO}_{2\text{eq}}$. Per i due strati di base ricostruiti con modalità differenti è stata quindi eseguita un'analisi relativa unicamente all'anno 15, per vedere nel dettaglio i benefici derivanti dall'uso della tecnica di riciclo a freddo in-situ.

È stata considerata anche la quota di impatti relativa alla fresatura, nonostante sia uguale per le due soluzioni. I risultati, riportati in Figura 4, sono qui suddivisi nelle categorie 'operazioni di cantiere', 'trasporti', 'estrazione e lavorazione delle materie prime' e 'impianto'.

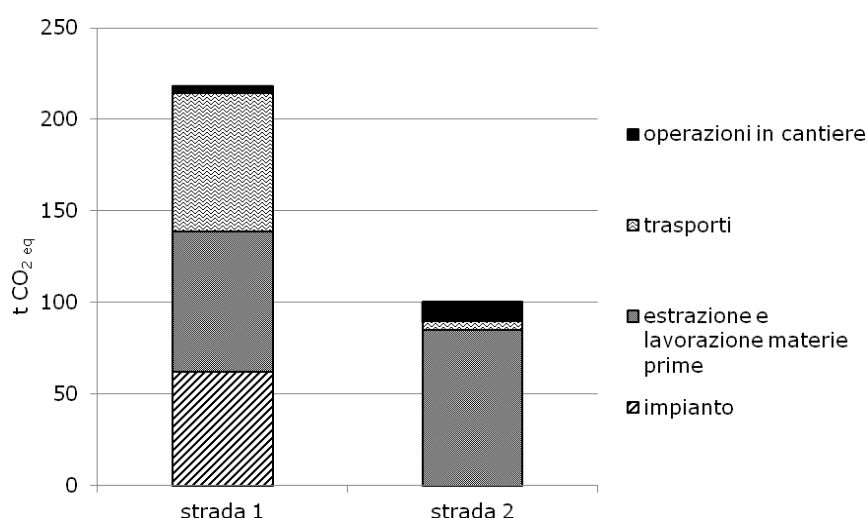


Figura 4: Impatti per gli strati di base delle due pavimentazioni, considerando solo il 15° anno

La diminuzione di emissioni di $\text{CO}_{2\text{eq}}$ è pari al 54% passando da strada 1 a strada 2 (corrispondenti a circa 118 t $\text{CO}_{2\text{eq}}$). Questa percentuale di riduzione è molto elevata rispetto al 9% di riduzione segnalato in precedenza; questo avviene perché considerando l'intero ciclo di vita di 30 anni il vantaggio del riciclo a freddo in-situ dello strato di base conta ovviamente di meno su tutta la vita utile. Come si nota in Figura 4, non vi sono impatti riconducibili all'impianto per la strada 2, i trasporti sono nettamente ridotti (non essendovi trasporto di materiale fresato e di aggregati vergini in impianto, ma solamente trasporto di personale, dei macchinari e dei materiali aggiuntivi). D'altra parte le operazioni in cantiere impattano maggiormente per la strada 2 così come l'estrazione e la lavorazione delle materie prime, a causa del maggior quantitativo di bitume richiesto per la schiumatura in-situ.

Volendo analizzare un maggior numero di categorie di impatto si è utilizzato il metodo ReCiPe 2008, i cui risultati a livello Midpoint sono rappresentati in Figura 5 in termini percentuali. Si evidenziano riduzioni per tutte le categorie di impatto passando all'alternativa di pavimentazione riciclata in-situ, tranne per la categoria *Fossil Depletion* che include gli impatti della produzione di bitume.

A livello Endpoint la categoria *Resources* è quella caratterizzata dal valore di danno più elevato, poiché include la categoria più impattante (*Fossil Depletion*) per il ciclo di vita delle pavimentazioni. Gli impatti totali sono ridotti di circa il 3% passando da strada 1 a strada 2. La categoria *Resources* non risente particolarmente dell'impiego di tecniche più sostenibili per la ricostruzione al 15°anno: sebbene vi sia riduzione di materie prime vergini in ingresso, il punteggio della suddetta categoria è pressoché invariato a causa dei maggiori impatti attribuibili al bitume.

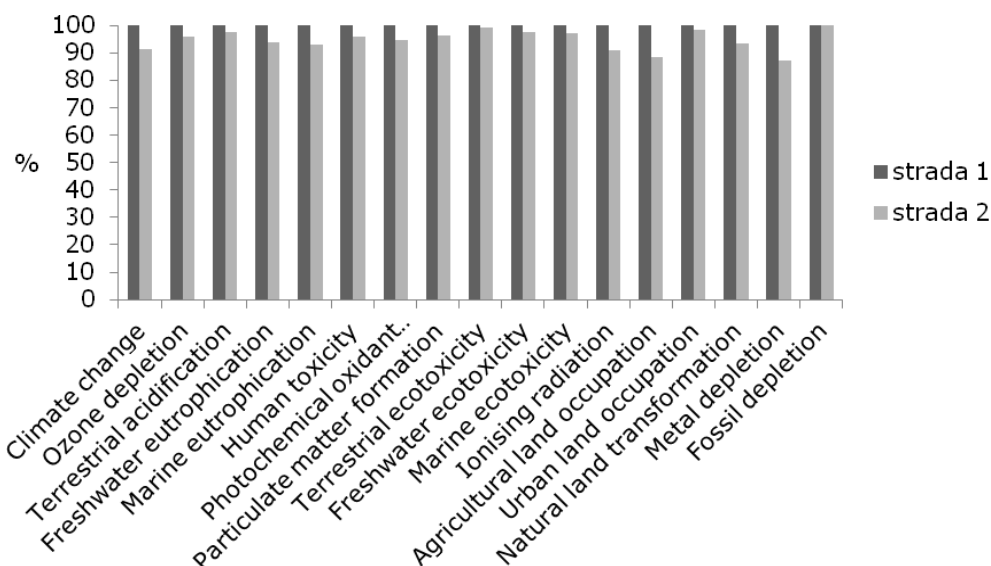


Figura 5: ReCiPe Midpoint (H), riduzione percentuale degli impatti

Per valutare la tossicità nel ciclo di vita delle pavimentazioni è stata eseguita un'analisi con USEtox, che è il metodo raccomandato per analisi di tossicità dall'ILCD Handbook (EC-JRC, 2011).

I risultati sono presentati in Figura 6. Nel presente caso di studio è stata utilizzata la versione *recommended*, che non valuta in caratterizzazione i metalli.

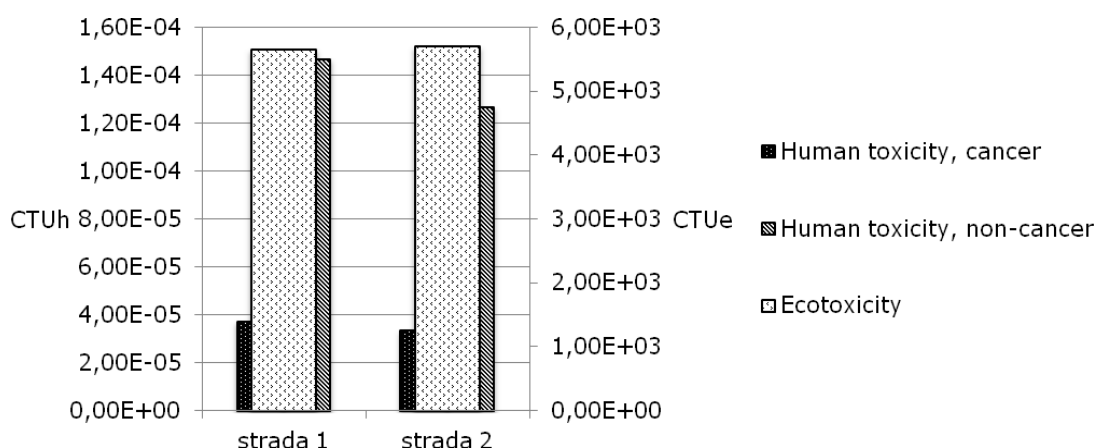


Figura 6: Impatti calcolati con USEtox, fattori di caratterizzazione recommended

Mentre per la tossicità umana si evidenzia un miglioramento passando dal riciclo tradizionale a pratiche più sostenibili (riduzione del 10% di *Human toxicity, cancer* e 14% di *Human toxicity, non-cancer*), per la categoria di ecotossicità l'andamento è diverso (aumento di 1% per strada 2). L'aumento, seppur trascurabile e soggetto ad incertezze, registrato per la categoria di ecotossicità, si può imputare al maggiore peso assunto dal bitume nei contributi agli impatti per questa categoria: la produzione di bitume contribuisce, infatti, a circa l'83% degli impatti in ecotossicità. Per le categorie di tossicità umana, invece, la produzione del bitume ha un peso minore nel computo totale degli impatti (circa 32% e 18% rispettivamente per cancer e non-cancer).

4. Conclusioni

L'utilizzo della tecnica di riciclo a freddo in-situ permette di abbattere le emissioni di CO_{2eq} di circa il 9% rispetto al riciclo tradizionale in impianto, questo risultato si riferisce all'intero ciclo di vita della strada (inclusa la fase di costruzione), invece la diminuzione è maggiore se si considera unicamente il processo di riciclo (54%). Considerando l'intero ciclo di vita di 30 anni si notano riduzioni anche per quanto riguarda le varie categorie di impatto considerate nel modello multi-categoria ReCiPe. Dai risultati ottenuti con il metodo ReCiPe Endpoint (H) Single Score, si evince che gli impatti vengono ridotti del 3% circa passando da strada 1 a strada 2.

Per quanto riguarda il metodo USEtox, sebbene esso sia il metodo di riferimento per il calcolo degli impatti potenziali in contesti di tossicità umana e ambientale, è ancora in via di sviluppo. In ogni caso i risultati calcolati presentano una riduzione passando da strada 1 a strada 2 intorno al 10% per le categorie di tossicità umana, invece esistono incertezze relative alla categoria di ecotossicità: da analisi di sensitività questa è la categoria che risente maggiormente delle variazioni dei dati di inventario. Per la suddetta categoria vi è un lieve peggioramento per la strada 2 poichè nella valutazione del suo impatto pesa molto il processo di produzione del bitume. Nell'intero ciclo di vita delle pavimentazioni studiate il processo di produzione del bitume è il processo con il maggiore impatto, superando il 50% di incidenza per alcune categorie (arrivando fino all'80% degli impatti in *Fossil Depletion* e in *Ecotoxicity*). Nonostante le analisi eseguite non mostrino sempre un risparmio evidente e netto, a causa del maggior peso assunto dal processo di produzione del bitume passando all'alternativa del riciclo a freddo in-situ, i vantaggi calcolati evidenziano come il ricorso alla pratica descritta nel presente lavoro si configura come una valida alternativa alla ricostruzione in impianto.

5. Bibliografia

Brandini, N.; Giani, M.; Zampori, L.; Dotelli, G.; Venturini, L. (2013). "LCA di pavimentazioni stradali flessibili in conglomerato bituminoso: strategie di miglioramento delle prestazioni ambientali". Atti del VII Convegno della Rete Italiana LCA, Milano, 27-28 Giugno 2013, pp. 314-320, ENEA, Roma.

EAPA (2010). The use of Warm Mix Asphalt. European Asphalt Pavement Association, Rue de Commerce 77, Brussels - Belgium.

EAPA and NAPA (2011). The Asphalt Paving Industry: A Global Perspective - Second Edition, European Asphalt Pavement Association, Rue de Commerce 77, Brussels - Belgium - National Asphalt Pavement Association, 5100 Forbes Boulevard, Lanham, Maryland, U.S.A.

EC-JRC (2011). "Recommendations for life cycle impact assessment in the european context – based on existing environmental impact assessment models and factors". ILCD Handbook.

Fayat (2007). "Fayat Recycling Book". Fayat Group.

Hammond, G. and Jones, C. (2010). Inventory of Carbon & Energy (ICE) - Annex A: Methodologies for recycling. Bath, University of Bath.

Huang, Y.; Spray, A.; Parry, T. (2013). "Sensitivity analysis of methodological choices in road pavement LCA". International Journal of Life Cycle Assessment 18: 93-101.

PAS 2050:2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution.

SITEB (2002). "Tecniche di riciclaggio delle pavimentazioni stradali". Edizioni SITEB.

Wirtgen GmbH (2012). "The Wirtgen Cold Recycling Manual".

LCA “from cradle to gate” di un pannello X-lam: influenza della metodologia e del tipo di allocazione

Annarosa De Luca, Luca Zampori, Giovanni Dotelli

Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica “G.Natta”,
Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano
annarosa.deluca@mail.polimi.it

Abstract

Il presente lavoro si inquadra nell’ambito di ricerca relativo all’edilizia sostenibile. L’obiettivo principale è la valutazione dell’impatto ambientale connesso al ciclo produttivo di un materiale da costruzione naturale, il pannello di legno X-lam; tale analisi fornisce dati che caratterizzano il prodotto dal punto di vista ambientale e che, contestualmente ad altre informazioni relative alle caratteristiche strutturali, tecniche ed estetiche, contribuiscono in fase di progettazione alla scelta del corretto materiale edile. La valutazione è stata effettuata mediante la metodologia LCA in una prospettiva “dalla culla al cancello” e la quantificazione degli impatti è avvenuta tramite l’uso degli indicatori Greenhouse Gas Protocol e Cumulative Energy Demand. In particolare si focalizza l’attenzione sulle conseguenze derivanti delle ipotesi di allocazione considerate e della metodologia applicata nel caso di utilizzo a fini energetici di parte dello scarto di produzione.

1. Introduzione

La razionalizzazione dei consumi energetici costituisce ad oggi una delle maggiori priorità a livello internazionale e l’edilizia rappresenta un settore che può contribuire in maniera sostanziale al risparmio di energia e al raggiungimento di molti obiettivi in materia di efficienza energetica, rappresentando tale settore la quota maggiore dei consumi energetici europei (42%) e provocando esso stesso circa il 35% delle emissioni di gas serra (European Commission, 2007). La migliore strategia in tale direzione consiste in un approccio focalizzato all’intero ciclo di vita dell’edificio, dalla fase di produzione dei materiali costituenti l’edificio stesso fino al suo smaltimento, inclusa la fase di costruzione e la fase operativa (Sobotka, Rolak, 2009). In particolare, la conoscenza del profilo ambientale dei materiali nel settore delle costruzioni deve costituire il primo step nell’ottica di ridurre l’impatto ambientale e rendere ecologico e green il prodotto finale (Azapagic et al., 2004; Oliver-Sola et al., 2009; Gonzáles-Garcia et al., 2012).

In questo senso, la metodologia LCA è considerata un importante e completo strumento al fine di valutare l’impatto ambientale di prodotti e servizi. L’identificazione e la quantificazione delle performance ambientali di materiali da costruzione tramite la tecnica LCA è stata oggetto di molti studi (Zhao et al., 2013); inoltre, in alcuni casi è stata posta l’attenzione sulle correlazioni esistenti tra la sostenibilità e altre proprietà fondamentali (Park et al., 2012), allo scopo anche di trovare un giusto compromesso e sviluppare delle alternative ambientalmente sostenibili ai materiali da costruzione tradizionali (Van den Heede et al., 2012).

I prodotti in legno possono rappresentare una valida e considerevole opzione, in quanto caratterizzati durante il loro ciclo di vita da bassi valori di impatto ambientali in termini di emissioni di gas serra (Buchanan, Levine, 1999; Sathre, O’Connor, 2010; Gustavsson et al., 2006; Perez-Garcia et al., 2005), ma anche più in generale da un profilo ambientalmente favorevole se confrontati con prodotti equivalenti realizzati in altri materiali (Werne, Richter, 2007). In aggiunta al relativo basso impatto associato alla loro estrazione e produzione, i prodotti in legno si distinguono anche per la capacità di fissare al loro interno carbonio; si tratta sostanzialmente della stessa quantità di carbonio assorbita dall’albero in foresta e che, nel momento in cui questa viene tagliata, subisce un trasferimento nel legno

che successivamente viene lavorato allo scopo di ottenere il prodotto finito (Sathre, O'Connor, 2010).

Gli impatti ambientali di edifici residenziali alternativi e il modo in cui questi vengono calcolati sono spesso focalizzati sul rendimento energetico dell'edificio stesso, mentre è spesso posta in secondo piano la sostenibilità dell'estrazione, del trasporto e della realizzazione dei prodotti edilizi di cui gli edifici sono costituiti (Ximenes, Grant, 2013).

L'obiettivo di questo lavoro è dunque quello di analizzare il processo produttivo di un materiale da costruzione come il pannello X-lam e di usare la metodologia LCA dalla culla al cancello al fine di quantificare i carichi ambientali ad esso connessi. Tale analisi è stata condotta in collaborazione con la ditta DiemmeLegno, un'azienda, situata a Pontebba (UD), specializzata nella progettazione e realizzazione di case in legno ecosostenibili. Ulteriori studi simili potranno in futuro essere utili in un'analisi comparativa riguardante la sostenibilità di differenti materiali usati in edilizia con funzione strutturale.

2. Metodologia

Le normative di riferimento prese in considerazione per tale analisi sono state la ISO 14040 e la ISO 14044 (2006). L'implementazione dei dati è stata effettuata con il software SimaPro 7.3.

2.1 Il materiale e il processo di produzione

Il pannello strutturale in legno a strati incrociati X-Lam è costituito da pannelli di grandi dimensioni, formati da più strati di tavole sovrapposti e incollati l'uno sull'altro, in modo che la fibratura di ogni singolo strato sia ruotata nel piano del pannello di 90° rispetto agli strati adiacenti. Come la maggior parte degli elementi in legno per uso strutturale, anche i pannelli X-lam sono costituiti da legno di conifera, normalmente legno di abete rosso. Il numero di strati e il relativo spessore varia in base al tipo di pannello e al produttore, ma sono almeno tre gli strati che il pannello deve possedere affinché possa essere definito X-lam. Il loro vantaggio consiste essenzialmente nella stabilità dimensionale e nelle loro doti di rigidità, che li rendono adatti all'edilizia antisismica.

Il processo produttivo di tali pannelli ha inizio con la raccolta delle materie prime da foreste locali (il 55% delle quali, nel caso studio analizzato, sono gestite in modo sostenibile). Una volta trasportato nello stabilimento, il legname viene segato, refilato, stagionato all'aria e successivamente essiccato. La creazione di giunti a pettine, seguita da un successivo incollaggio e da una pressatura, produce tavole che poi vengono incollate e lavorate su misura con centro CNC.

2.2 Obiettivo, unità funzionale e confini del sistema

Il lavoro si propone di quantificare il carico ambientale connesso al processo di produzione di un pannello di legno a strati incrociati X-lam. Come unità funzionale si è scelto un metro cubo (1m³) di pannello X-lam finito, essendo la scelta di tale unità dipendente in maniera significativa dallo scopo dello studio stesso. L'obiettivo dello studio influisce anche sulla scelta dei confini del sistema (Figura 1); si è optato dunque per l'inclusione nel sistema di tutto il ciclo di produzione del pannello, a partire dal recepimento delle materie prime provenienti dalle foreste fino all'ottenimento del prodotto finito, in un'ottica "dalla culla al cancello". Tale prospettiva coinvolge quindi tutte le fasi del processo produttivo ed esclude, invece, gli scenari di trasporto all'utilizzatore finale, la messa in opera, la vita utile, la fase d'uso e il fine vita.

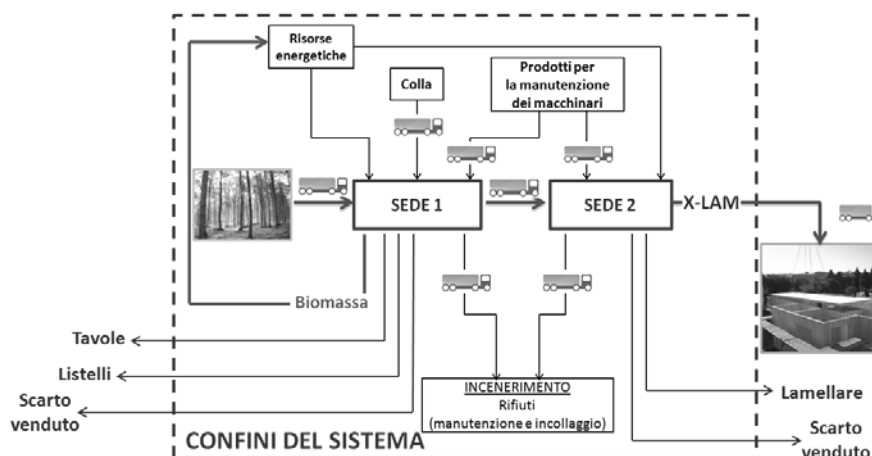


Figura 1: I confini del sistema

2.3 Qualità dei dati e ipotesi considerate

I dati presi in considerazione fanno riferimento ad un periodo temporale di un anno. Quando possibile, si è cercato di usare dati primari, ovvero dati reperiti direttamente in azienda o forniti dall'azienda stessa mediante la compilazione di questionari appositamente redatti. In particolare i dati forniti riguardano la produzione annua (compresa la quantità di scarto) e i relativi valori di mercato, i consumi di energia elettrica, la quantità di colla usata e il consumo di risorse necessarie alla manutenzione dei macchinari (inclusa la loro provenienza), la quantità di legname in entrata nel processo e la sua provenienza (in termini di distanza e di tipo di trasporto utilizzato). Per la restante parte dei dati si è fatto riferimento alla banca dati Ecoinvent 2.0.

2.3.1 Allocazione

La catena produttiva dell'azienda prevede la realizzazione, oltre dei pannelli X-lam, anche di tavole, listelli e legno lamellare. La formazione di più prodotti nella stessa catena produttiva e la difficoltà nel reperire i consumi di materie prime e risorse energetiche riferiti alla produzione del solo X-Lam hanno reso necessaria l'adozione di metodi allocativi, in modo da attribuire ad ogni prodotto finale una quota dei carichi di materia ed energia consumati e dei rispettivi impatti ambientali. Le diverse fasi della lavorazione comportano di volta in volta anche la presenza di uno scarto, di cui una parte viene venduto ad una ditta di pannelli truciolari e che è stato considerato anch'esso come un co-prodotto.

La formazione di più prodotti a partire da un unico input ha creato un problema di allocazione; si è scelto dunque di risolvere la multifunzionalità del processo costruendo due scenari allocativi, uno riferito ai quantitativi di volume relativi ai diversi co-prodotti (allocazione massa), l'altro basato sul valore di mercato dei prodotti stessi (allocazione economica).

2.3.2 Gestione scarto usato a fini energetici

Parte degli scarti di produzione viene trattenuta e utilizzata dall'azienda come combustibile nella caldaia a cippato, che provvede al riscaldamento e alla produzione di acqua sanitaria. Tali scarti sono stati quindi trattati ipotizzando due scenari alternativi:

- Scenario 1: si è fatto riferimento a quanto suggerito dalle linee guida PAS 2050:2011 nell'annex D, riguardante le emissioni generate dall'uso di materiali riciclati o riciclabili. Trattandosi di un riciclo aperto, in quanto il materiale scartato dalle linee di produzione rientra in circolo non mantenendo le sue stesse proprietà (viene infatti usato come

combustibile), le emissioni totali per unità di materiale sono state calcolate sulla base della relazione:

$$E_M = (1 - R_1) E_V + R_1 E_R + (1 - R_2) E_D$$

dove: E_M = emissioni totali per unità di materiale;
 R_1 = % di scarto in ingresso nel sistema (= 100%);
 R_2 = % di scarto riciclato a fine vita (= 100%);
 E_V = emissioni derivanti dal materiale vergine in input;
 E_R = emissioni derivanti dalla combustione dello scarto;
 E_D = emissioni derivanti dallo smaltimento dello scarto.

Nel nostro caso, essendo trattata a fini energetici la totalità della quota considerata come scarto ($R_1=R_2=1$), l'equazione sopra riportata si è ridotta alla sola quantificazione delle emissioni derivanti dalla combustione della biomassa.

- Scenario 2: oltre alle emissioni derivanti dalla combustione dello scarto, è stato applicato il principio della sostituzione tramite un allargamento dei confini del sistema, in quanto l'uso della biomassa ai fini della generazione di calore consente un risparmio di combustibili fossili. Il credito di energia termica è stato calcolato considerando, sulla base del potere calorifico inferiore della biomassa legnosa, la quantità di gas metano necessaria per ottenere la stessa quantità di energia, ipotizzando una resa pari all'80%. Tale approccio è stato spesso usato in bibliografia (Jungmeier et al., 2002; Sathre, O'Connor, 2010), in quanto consente di assegnare crediti energetici dovuti alla sostituzione nella produzione di energia generata da fonti tradizionali con energia pulita derivante dall'utilizzo di biomassa.

2.4 Indicatori di impatto

L'analisi degli impatti è stata compiuta utilizzando i due diversi indicatori midpoint maggiormente utilizzati in studi LCA riguardanti i materiali naturali come il legno. Si è scelto, dunque, di quantificare le emissioni responsabili dell'effetto serra tramite il GreenHouse Gas Protocol (GGP), che ha permesso di valutare la Carbon Footprint del prodotto e di visualizzare i risultati in termini di $CO_{2,eq}$, differenziando i contributi in $CO_{2,eq}$ fossile, biogenica, da trasformazione di suolo e uptake. La valutazione dell'energia totale incorporata è stata invece effettuata tramite il Cumulative Energy Demand (CED, in MJ_{eq}), che considera sia l'energia diretta e indiretta utilizzata nel processo produttivo, sia la quota stoccata nel prodotto e pronta ad essere utilizzata.

3. Life Cycle Impact Assessment

3.1 Greenhouse Gas Protocol

I risultati forniti dall'indicatore GGP in termini di $CO_{2,eq}$ sono riportati in Figura 2 e sono presentati considerando i due scenari allocativi (massa ed economica) e i due scenari dovuti alla presenza di scarto usato a fini energetici. Dai dati riportati, si osserva come i valori di $CO_{2,eq}$ complessivi abbiano tutti segno negativo. Questo è dovuto al forte peso posseduto dalla quota uptake, caratteristica di un materiale come il legno; la pianta, infatti, durante la sua crescita immagazzina al suo interno una quantità di CO_2 che viene rilasciata solo quando il prodotto giunge al suo fine vita. Tale credito di CO_2 (uptake) posseduto dal legno viene conservato durante le successive lavorazioni ma complessivamente il quantitativo di CO_2 aumenta a causa degli impatti connessi alla fabbricazione del prodotto.

In entrambi i tipi di allocazione, la sostituzione effettuata nello scenario 2 comporta una diminuzione della CO_2 totale, ovvero un aumento dell'anidride carbonica stoccata.

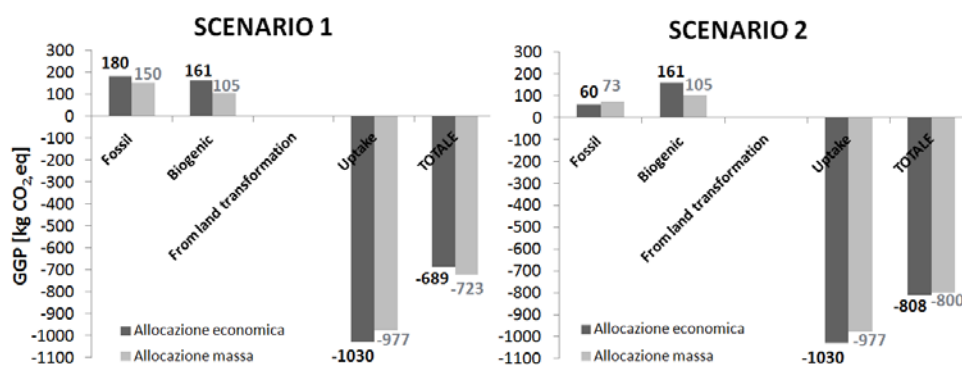


Figura 2: Carbon Footprint relativa alla produzione di 1 m³ di pannello X-lam

Tale variazione risulta essere completamente concentrata nel contributo di CO₂ fossile, in quanto la sostituzione è stata effettuata con gas metano. Inoltre la quantificazione dei dati relativi agli impatti imputabili ai singoli due stabilimenti evidenzia come il risparmio di CO₂ fossile, oltre a riflettersi interamente sugli impatti dovuti alle lavorazioni nella prima sede (dalla quale infatti si ha la fuoriuscita della totalità dello scarto biomassa, come illustrato in Figura 1), può in taluni casi risultare così elevato da compensare interamente le emissioni fossili dovute alle lavorazioni del prodotto nella sede 1 e, quindi, comportare emissioni negative in termini di CO₂ fossile.

Si evidenzia inoltre come un'allocazione di tipo economico attribuisca al pannello un maggiore quantitativo di emissioni legato al ciclo produttivo, dovuto al valore economico relativo del prodotto rispetto ai co-prodotti. Questo è confermato dai risultati ottenuti nello scenario 1, in cui l'applicazione dell'allocazione in massa fornisce un quantitativo di CO_{2,eq} pari a -723 kg di CO_{2,eq}, a fronte di -689 kg di CO_{2,eq} calcolati nel caso dell'allocazione economica.

I risultati ottenuti nello scenario 2 confermano le conseguenze di una allocazione di tipo economico, seppure a prima vista il quantitativo finale di CO₂ totale possa mostrare il contrario (-800 kg di CO_{2,eq} per l'allocazione in massa, -808 kg di CO_{2,eq} per quella economica). Quanto accade è dovuto al fatto che la quota di CO₂ fossile include, nel caso dello scenario 2, anche lo sconto relativo al combustibile fossile risparmiato; trattandosi di un contributo negativo ed essendo anch'esso allocato, è evidente come l'applicazione di parametri allocativi di tipo economico (nel nostro caso sempre maggiori rispetto a quelli in massa) comporti un aumento dello sconto, che quindi chiaramente più che compensa lo svantaggio derivante dal maggior peso attribuito dall'allocazione economica alle emissioni e ai consumi di risorse imputabili alle fasi di lavorazione.

Un'analisi più approfondita dei diversi contributi di CO_{2,eq} relativi alle singole risorse, riportati in Figura 3 esclusivamente per l'allocazione economica (essendo tali considerazioni valide allo stesso modo anche per quella in massa), consente di evidenziare, oltre all'elevato quantitativo di CO₂ uptake dovuto alla presenza del legno, come le principali emissioni di CO_{2,eq} siano dovute al consumo di elettricità, seguito dal riscaldamento e, in minima parte, dalla produzione della colla necessaria alle lavorazioni. Si sottolinea invece il ruolo marginale dei trasporti.

Inoltre, il calcolo del risparmio equivalente di gas metano consente di osservare come il beneficio di un riscaldamento a biomassa non risieda nel quantitativo di CO₂ complessivo (pari nel caso della biomassa a 159,9 kg di CO_{2,eq}, mentre nel caso del combustibile fossile a 119,7 kg di CO_{2,eq}), quanto piuttosto nel tipo di CO₂ in gioco.

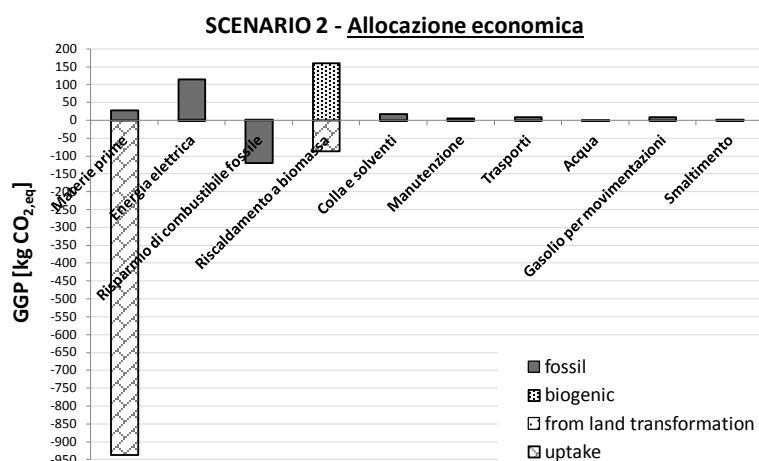


Figura 3: Carbon Footprint, contributi delle diverse risorse (Scenario 2, allocaz.economica)

L'incenerimento della biomassa, infatti, produce CO₂ biogenica che, a differenza di quella fossile, non contribuisce all'aumento complessivo della quantità di CO₂ nell'atmosfera in quanto si tratta di una quota di CO₂ che viene riemessa dopo essere stata sequestrata attraverso il processo di fotosintesi.

Infine, una chiave di lettura interessante consiste nel valutare il beneficio derivante dall'uso di legname proveniente da foreste gestite in modo sostenibile. Questo, infatti, si traduce in uno sconto di CO₂ uptake nelle emissioni dovute alla combustione della biomassa; lo sconto è pari alla percentuale di legno in entrata appartenente a foreste gestite, in quanto si presume che tale percentuale di CO₂ continui a rimanere stoccata.

3.2 Cumulative Energy Demand

I risultati in Tabella 1 fanno emergere, in entrambi gli scenari e in entrambe le allocazioni, l'enorme quota di energia rinnovabile, costituita in gran parte dall'energia di feedstock, ovvero quella quota di energia contenuta nei materiali potenzialmente combustibili (come il legno), ma che non vengono utilizzati come tali. L'applicazione della sostituzione nello scenario 2 comporta, invece, una notevole differenza per quanto riguarda l'energia non rinnovabile, dovuta all'elevato bonus energetico corrispondente alla quota di risorsa fossile evitata grazie all'uso della biomassa stessa come combustibile in sostituzione del gas metano.

	Scenario 1	Scenario 2	
Allocazione massa	2720	1411	Energia non rinnovabile
	9859	9855	Energia rinnovabile
	12579	11266	Energia totale
Allocazione economica	3197	1171	Energia non rinnovabile
	10172	10165	Energia rinnovabile
	13370	11336	Energia totale

Tabella 1: Cumulative Energy Demand [MJ_{eq}] relativa alla produzione di 1 m³ di pannello X-lam

4. Conclusioni

L'analisi LCA "dalla culla al cancello" del pannello X-lam ha evidenziato la notevole influenza delle ipotesi di allocazione considerate e della metodologia applicata nel caso di utilizzo a fini energetici di parte dello scarto di produzione. Inoltre, l'analisi tramite l'indicatore GGP ha fatto emergere il forte peso della quota uptake, tipica di un materiale come il legno, comportando degli impatti complessivi negativi e sottolineando dunque il vantaggio di usare prodotti in legno in quanto pozzi di CO₂.

Bibliografia

Azapagic A, Perda S, Clift R, 2004, 'Sustainable development in practice: case studies for engineers and scientists', Wiley, Chichester, England

Buchanan AH, Levine SB, 1999, 'Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions', *Environmental Science & Policy*, vol.2, pp.427-437

European Commission 2011, 'Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – A lead market initiative for Europe' COM/2007/860

González-García S, Lozano RG, Estévez JC, Pascual RC, Moreira MT, Gabarrell X, iPons JR, Feijoo G, 2012, 'Environmental assessment and improvement alternatives of a ventilated wooden wall from LCA and DfE perspective', *Int J Life Cycle Assess*, vol.17, pp.432-443

Gustavsson L, Pingoud K, Sathre R, 2006, 'Carbon dioxide balance of wood substitution: comparing concrete and wood-framed buildings', *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol.11, pp.667-691

ISO 2006, EN ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO 2006, EN ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

Jungmeier G, Werner F, Jarnehammar A, Hohenthal C, Richter K, 2002, 'Allocation in LCA of Wood-based products', *Int J LCA*, vol.7, pp.369-375

Oliver-Solá J, Gabarrell X, Rieradevall J, 2009, 'Environmental impacts of the infrastructure for district heating in urban neighbourhoods', *Energy Policy*, vol.37, pp.4711-4719

Park J, Tae S, Kim T, 2012, 'Life cycle CO₂ assessment of concrete by compressive strength on construction site in Korea', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol.16, pp.2940-2946

Perez-García J, Lippke B, Briggs D, Wilson JB, Bowyer J, Meil J, 2005, 'The environmental performance of renewable building materials in the context of residential construction', *Wood and fiber science*, v.37, Corrim special issue

Sathre R, O'Connor J, 2010, 'Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution', *Environmental Science & Policy*, vol.13, pp.104-114

Sobotka A, Rolak Z, 2009, 'Multi-attribute analysis for the eco-energetic assessment of the building life cycle', *Technological and Economic Development of Economy*, vol.15, no.4, pp.593-611

Van den Heede P, De Belie N, 2012, 'Environmental impact and life cycle assessment (LCA) of traditional and 'green' concretes: Literature review and theoretical calculations', *Cement & Concrete Composites*, vol.34, pp.431-442

Werner F, Richter K, 2007, 'Wooden Building Products in Comparative LCA', *Int J LCA*, vol.12, no.7, pp.470-479

Ximenes FA, Grant T, 2013, 'Quantifying the greenhouse benefits of the use of wood products in two popular house designs in Sydney, Australia', *Int J Life Cycle Assess*, vol.18, pp.891-908

Zhao M, Gong X, Shi F, Fang M, 2013, 'Life Cycle Assessment of Ready-mixed Concrete', *Materials Science Forum*, vol.743-744, pp.234-238

LCA propedeutica all'ottenimento della dichiarazione ambientale di prodotto di un modulo abitativo prefabbricato con elementi pultrusi fibrorinforzati

Autori: Sonia Sofi¹, Marco Ferraro¹, Vincenzo Antonucci¹

¹CNR-ITAE
sonia.sofi@itae.cnr.it

Abstract

Nell'ambito del progetto di Ricerca "CNR per il Mezzogiorno – Tecnologie avanzate per l'efficienza energetica e la mobilità ad impatto zero", è in fase di sviluppo un modulo abitativo prefabbricato integrante domotica, fonti energetiche rinnovabili e materiali innovativi ad elevate prestazioni termo – meccaniche, ed in particolar modo elementi pultrusi in fibra di vetro. Tale struttura dovrà prevedere modalità costruttive conformi ai principi di riduzione dell'impatto ambientale, con l'utilizzo del concetto della filiera corta.

Lo studio, è propedeutico all'analisi ambientale necessaria per giungere alla dichiarazione ambientale di prodotto dell'intero modulo abitativo innovativo, ed ha lo scopo di indirizzare le future scelte progettuali, analizzando il confronto tra un elemento di fabbrica, realizzato in materiale composito fibrorinforzato, con elementi analoghi costruiti con materiali tradizionali quali il legno ed il calcestruzzo, tramite un Life Cycle Assessment. L'elemento costruttivo funzionale preso in esame è 1 m² di chiusura verticale opaca.

1. Introduzione

Nell'ambito del progetto di Ricerca "CNR per il Mezzogiorno – Tecnologie avanzate per l'efficienza energetica e la mobilità ad impatto zero", è in fase di sviluppo un modulo abitativo prefabbricato integrante domotica, fonti energetiche rinnovabili e materiali innovativi ad elevate prestazioni termo – meccaniche, ed in particolar modo elementi pultrusi in fibra di vetro; le scelte progettuali per la realizzazione di tale modulo abitativo devono essere determinate da criteri di selezione, in funzione dell'abbattimento del danno ambientale causato dalla produzione e realizzazione dell'opera, dal loro esercizio fino al finale smaltimento, orientando la cantierizzazione alla semplificazione e utilizzando la filiera corta in relazione della localizzazione (Sicilia) per la scelta dei materiali utilizzati.

Per operare con questi presupposti è indispensabile fornirsi di criteri e indicatori che permettano di valutare l'impatto che sarà prodotto dalla costruzione e dalla futura dismissione dell'oggetto da progettare.

L'ipotesi di realizzare l'intera struttura con materiale pultruso fibrorinforzato (FRP), dallo scheletro portante fino ad arrivare all'elemento costruttivo base, deve quindi soddisfare i requisiti sopra esposti.

Nel caso specifico, lo studio preliminare del Life Cycle Assessment non è riferito all'intera apparecchiatura costruttiva, ma all'elemento di fabbrica "Chiusura Verticale" (CV). Tale tipologia di analisi ha lo scopo di fornire informazioni rilevanti circa le prestazioni ambientali al fine di redigere la dichiarazione ambientale di prodotto dell'intero prototipo in fase di sviluppo, ivi inclusi gli impianti tecnologici innovativi (celle a combustibile, fotovoltaico DSSC, microeolico, accumulatori elettrochimici ecc.) che saranno ivi installati.

Al fine di potere disporre di un riferimento con altri materiali e tecniche costruttive, nel presente studio sono state analizzate tre differenti tipologie di parete (chiusure verticali CV); oltre l'elemento in pultruso fibrorinforzato sono stati presi in considerazione il calcestruzzo armato e il legno.

2. Il processo di pultrusione

I pultrusi sono manufatti in polimero fibrorinforzato che vengono prodotti industrialmente attraverso un processo completamente automatizzato chiamato pultrusione.

Il termine pultrusione deriva dalla contrazione di due parole: pull (tirare) ed extrusion (estrusione). La tecnologia, infatti, prevede la produzione di manufatti in composito attraverso un processo di estrusione, analogo a quello utilizzato nel settore dei laterizi, nel quale le fibre continue vengono sottoposte ad una sollecitazione di trazione che ha il compito di garantirne un perfetto allineamento.

Le fibre di rinforzo, vengono prelevate dalla cantra e fatte passare attraverso un cosiddetto bagno di impregnazione dove vengono legati alla matrice della resina. Successivamente, la trazione tira le fibre già impregnate della resina facendole passare attraverso un pettine con funzione di guida e imboccandole in una stazione di preformatura, che è una filiera non riscaldata che conferisce al profilato le dimensioni desiderate, schiacciando e compatando le fibre. Queste vengono fatte entrare in uno stampo riscaldato (curing die) avente la forma della sezione del prodotto finale desiderato. L'alta temperatura del die favorisce la polimerizzazione della resina stessa. Questo cambio di temperatura non è però immediato: all'interno del forno sono infatti presenti tre zone a differente temperatura (zona di preriscaldamento, zona di gelificazione, zona a elevata temperatura). All'uscita dal forno il profilato viene trasportato fino ad una zona di taglio dove viene opportunamente tagliato da lame che lo dimensionano. Alla fine della macchina di pultrusione troviamo il sistema di trazione, posto abbastanza lontano rispetto al forno di cura, in modo da permettere un raffreddamento ottimale al profilato, per evitare deformazioni in fase di ammorsamento.

3. L'utilizzo di un materiale pultruso fibrorinforzato in ambito civile

Gli elementi in materiale pultruso fibrorinforzato si stanno affacciando sui mercati dell'ingegneria civile con diverse applicazioni, dalla realizzazione di opere di finitura come infissi (in sostituzione dell'acciaio e dell'alluminio) o pannelli leggeri autoportanti per il tamponamento di facciate di edifici, alle applicazioni in ambito strutturale con la sostituzione dei tradizionali profili in acciaio utilizzati per la realizzazione di scheletri portanti.

La sostituzione di elementi strutturali tradizionali in legno o in acciaio con analoghi elementi in FRP, presenta un notevole vantaggio in termini di leggerezza e di facilità di messa in opera, mantenendo le capacità portanti tipiche dei materiali tradizionali.

Le prime applicazioni realizzative registrate hanno riguardato le infrastrutture, ponti, impalcati autostradali, scale o pensiline. Allo stesso tempo la comunità scientifica non ha trascurato lo studio e l'analisi delle prestazioni ambientali di questo materiale, particolarmente confrontando le prestazioni con il calcestruzzo, materiale generalmente utilizzato in ambito civile, (Chao, Z. et All 2011).

È ormai noto come l'utilizzo di questo materiale per la realizzazione di infrastrutture contribuisca alla riduzione degli impatti ambientali (Daniel, R 2010), sia in termini di produzione che di dismissione, coniugando queste peculiarità con un'altra caratteristica fondamentale quale la facile riciclabilità. Studi recenti hanno analizzato e dimostrato le proprietà meccaniche della fibra riciclata e reimmessa nel ciclo di produzione sia della matrice sia dei rinforzi (Shi J. Et All 2013).

4. Il Life Cycle Assessment delle tre tipologie di CV

4.1. Obiettivo dello studio

Lo scopo di questo studio, è quello di fornire elementi atti ad identificare in maniera preliminare tutti gli impatti ambientali causati dall'intero ciclo di vita di tre tipologie di chiusure verticali (CV); si vogliono evidenziare le specifiche prestazioni tecnico-ambientali di questi tre elementi di fabbrica caratterizzati dall'avere le medesime caratteristiche funzionali ma diversa composizione. Le tre CV sono state quindi analizzate nel dettaglio, ed è stata presa in considerazione la stratigrafia completa per ognuna di loro, per evidenziare l'incidenza degli impatti ambientali relativi ad ogni singolo materiale costituente la stessa stratigrafia, dalla fase di produzione al trasporto, fino a giungere alla futura dismissione.

Per quanto concerne il trasporto, il peso ambientale dei componenti costituenti i tre elementi di fabbrica analizzati, è stato calcolato considerando la distanza dal luogo di produzione fino al cantiere, in relazione anche alle differenti tecniche di assemblaggio e di produzione dei pannelli stessi.

4.2. Campo di applicazione

Quantificazione energetico-ambientale di 1 m² di chiusura verticale, applicando la metodologia LCA secondo lo schema normativo UNI EN ISO 14040 e successive.

Questa metodologia permette di determinare gli impatti energetico ambientali del prodotto o servizio preso in esame in termini di consumi di risorse e di emissioni nell'ambiente durante il suo intero ciclo di vita.

La funzione del sistema, in questo caso, sarà quella di delimitare e classificare lo spazio, assicurare confort e garantire sicurezza statica.

Il sistema studiato comprende le tre tipologie di CV, analizzando lungo il loro intero ciclo di vita, considerando i processi di produzione, i trasporti e il fine vita.

4.3. Confini del sistema

I confini del sistema determinano le unità di processo che devono essere incluse nello studio di un LCA.

Nel caso in oggetto i confini del sistema includono tutte le fasi di vita dei materiali che compongono le tre tipologie di pareti considerate, "dalla culla alla tomba", dall'estrazione delle materie prime alla produzione di materiali edili, al loro trasporto dal luogo di produzione al cantiere, fino al fine vita.

Vengono escluse dall'analisi la fase d'uso, la fase di manutenzione, i macchinari e capannoni industriali utilizzati per la produzione dell'unità funzionale in esame.

4.4. Unità funzionale

Il m² dell'elemento di fabbrica CV oggetto di studio è una parete perimetrale opaca, senza aperture ed autoportante, essa ha la funzione di delimitare e classificare lo spazio, assicurare confort e garantire la sicurezza statica; con questa metodologia il m² rappresenta la stratigrafia standard di una CV realizzata con una delle diverse soluzioni proposte.

Le tre CV analizzate sono:

- 1m² di CV con struttura intelaiata in materiale pultruso fibrorinforzato
- 1 m² di CV in pannelli autoportanti in legno tipo X-Lam
- 1 m² di Cv in pannelli di calcestruzzo armato prefabbricato tipo Thermowand

4.5. Analisi d'inventario

Durante l'analisi d'inventario sono state studiate nel dettaglio le suddette stratigrafie e sono stati raccolti i dati ad esse corrispondenti.

1) 1m² di CV con struttura intelaiata in materiale pultruso fibrorinforzato.

Elemento Costruttivo Funzionale	Spessore (cm)	Peso (kg)
1 pannello esterno in FRP	0,8	14,40
1 pannello interno in FRP	0,8	14,40
2 montanti in FRP	1	9,36
2 traversi in FRP	1	6,48
1 pannello isolante in poliestere da riciclo	10	1,50

Tabella 1: Stratigrafia CV in FRP

Il FRP preso in esame è composto dalla matrice termoidurente con un peso pari al 35% del totale e dalle fibre di rinforzo con un peso pari al 65% del totale.

In Tabella 2 viene riportata la composizione chimica ed i pesi relativi ad ogni sostanza costituente i profili pultrusi presi ad esame.

Matrice termoidurente	Peso (kg)
Resina poliestere	0,100
Carbonato di calcio	0,055
Pasta colorante inorganica 7011 in poliestere	0,010
Percarbonato (catalizzatore)	0,070
Perbenzoato (catalizzatore)	0,050
Stirolo	0,065
Fibre di rinforzo	Peso (kg)
Rowing Advantex 9800 (rinforzo longitudinale)	0,550
Mat unifilo (rinforzo trasversale)	0,100

Tabella 2: Composizione chimica profili in FRP

Il FRP può essere recuperato dalla triturazione del composito, e può essere riutilizzato in diversi campi applicativi, quali: rinforzo per cemento; recupero del vetro come carica inerte da utilizzare nella produzione di prodotti in composito; recupero della resina come carica inerte da utilizzare nella produzione di prodotti in composito.

Nel presente studio per il fine vita del pannello in FRP si ipotizza di assegnare l'80% del rifiuto allo scenario di smaltimento e il 20% allo scenario di riciclo.

Per quanto riguarda i trasporti, questi avvengono tutti su gomma e la distanza tra i fornitori e il sito di assemblaggio è inferiore a 10 km (si considera che la produzione e l'assemblaggio possano avvenire tramite un cantiere mobile direttamente in loco).

2) 1 m² di CV in pannelli autoportanti in legno tipo X-Lam.

Elemento Costruttivo Funzionale	Spessore (cm)	Peso (kg)
Strato di cartongesso dello spessore	1,25	10
Strato isolante in fibre naturali	3	1,2
1 pannello in legno (abete) di tipo X-Lam realizzato con 5 strati di lamelle di legno strutturale	9	42,3
strato isolante in fibra di legno intonacabile	16	2,2
intonaco per esterno ai silicati	0,5	8,5
colla per legno strutturale	-	0,2

Tabella 3: Stratigrafia CV in legno di tipo X-Lam

Il pannello in legno (abete) del tipo X-Lam è un compensato multistrato composto da un numero di strati, che va da 3 a 7, sovrapposti.

Per il fine vita del pannello in legno del tipo X-Lam si ipotizza di assegnare l'90% del rifiuto allo scenario di smaltimento e il 10% allo scenario di riciclo.

Il trasporto avviene su gomma e la distanza tra la produzione e il cantiere è pari a 1750 km.

3) 1 m² di Cv in pannelli di calcestruzzo armato prefabbricato tipo Thermowand.

Elemento Costruttivo Funzionale	Spessore (Cm)	Peso (Kg)
strato di intonaco per interni	0,5	8,5
lastra di calcestruzzo armato prefabbricato	6	115
getto di completamento in calcestruzzo	11	230
strato isolante di tipo PUR	12	3,5
lastra in calcestruzzo prefabbricato	7	161
intonaco per esterno	0,5	8,5
ferri di armatura	-	60

Tabella 4: Stratigrafia CV in calcestruzzo armato prefabbricato di tipo Thermowand

Questo è un sistema di parete prefabbricato industrialmente, ultimato da un getto di completamento da effettuare in cantiere.

Per quanto riguarda il fine vita si ipotizza che il 10% del totale andrà riciclato e il 90% in discarica.

Per il trasporto si ipotizza che l'assemblaggio e il getto di completamento avvengano in sede di cantiere, ma la produzione dei pannelli e il loro assemblaggio deve necessariamente avvenire in fabbrica, ciò comporta che la distanza tra la sede di assemblaggio e il cantiere sia circa 1403 km.

4.6. Qualità dei dati

Per la realizzazione dell'inventario LCI (Life Cycle Inventory) dei consumi di risorse e delle emissioni, associati ai materiali e ai relativi processi di produzione costituenti le stratigrafie delle tre pareti perimetrali, sono stati utilizzati sia dati primari, forniti dal produttore (come nel caso della chiusura verticale realizzata in materiale pultruso fibrorinforzato), che secondari, utilizzando elementi in parte presenti in banca dati, ed in parte ricavati da fonti di letteratura (nel caso delle chiusure verticali in legno e in calcestruzzo prefabbricato).

I dati primari sono stati forniti da PCR srl, azienda produttrice dei profilati in FRP, per l'anno 2013; essi riguardano sia i materiali che le energie spese nel processo di produzione. Sono state, inoltre, fornite indicazioni sui dati relativi al trasporto considerando le distanze reali tra lo stabilimento di produzione e le aziende fornitrici dei componenti.

5. Analisi dei risultati

L'applicativo che consente di effettuare lo studio è il codice di calcolo SimaPro 7.3.3, gli esiti della valutazione sono descritti attraverso indicatori del metodo MetodoReCiPeEndpoint H.

Dall'analisi dalla comparazione delle tre tipologie di CV, si può notare che la parete che ha un maggiore impatto è quella realizzata con pannelli di calcestruzzo armato prefabbricato (Figura 1), con un punteggio totale pari a 3854,15 pt, contro i 14,5 pt della parete realizzata in legno ed i 28,5 pt di quella realizzata con materiale pultruso fibrorinforzato (Tabella 5).

In Tabella 5 si riporta la valutazione per categorie d'impatto.

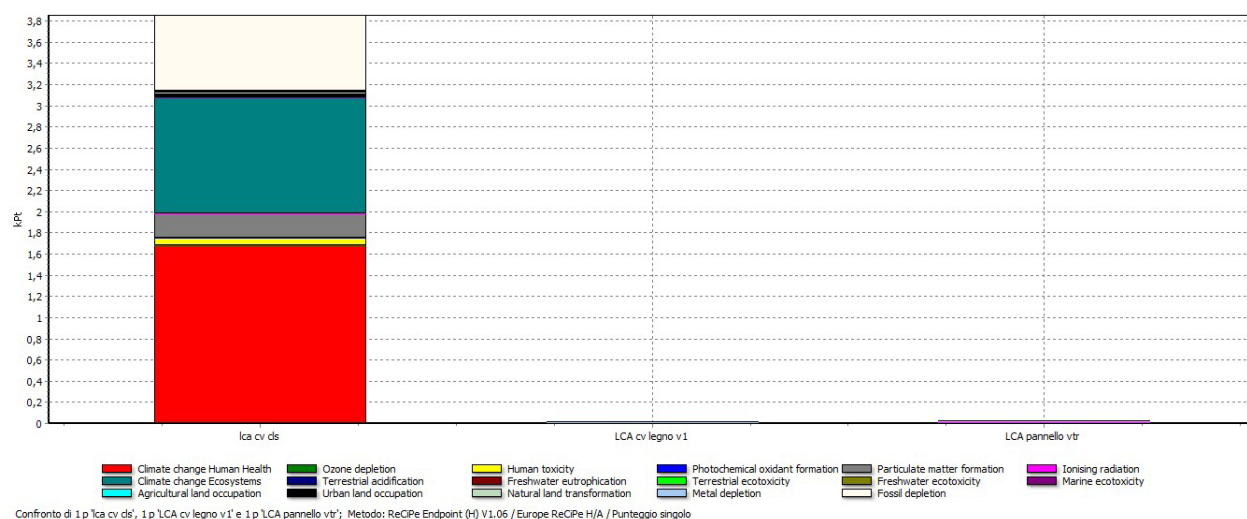


Figura 1 : Punteggio singolo confronto FRP-Legno-Cls

Categoria d'impatto	Unità	LCA cv cls	LCA cv legno v1	LCA pannello vtr
Totale	Pt	3854,15	14,53	28,55
Climate change Human Health	Pt	1678,22	1,47	9,73
Ozone depletion	Pt	0,10	0,00	0,01
Human toxicity	Pt	70,68	0,30	1,52
Photochemical oxidant formation	Pt	0,09	0,00	0,00
Particulate matter formation	Pt	227,47	0,66	1,34
Ionising radiation	Pt	2,20	0,00	0,01
Climate change ecosystems	Pt	1097,56	0,96	6,36
Terrestrial acidification	Pt	1,37	0,00	0,01
Freshwater eutrophication	Pt	0,33	0,00	0,00
Terrestrial ecotoxicity	Pt	0,43	0,01	0,04
Freshwater ecotoxicity	Pt	0,05	0,00	0,00
Marine ecotoxicity	Pt	0,00	6,12E -07	4,81E -06
Agricultural land occupation	Pt	11,68	8,50	0,05
Urban land occupation	Pt	16,61	0,18	0,03
Natural land transformation	Pt	26,07	0,17	0,07
Metal depletion	Pt	1,04	0,00	0,00
Fossil depletion	Pt	720,19	2,22	9,32

Tabella 5: Punteggio singolo, confronto FRP-Legno-clc Metodo ReCiPeEndpoint H

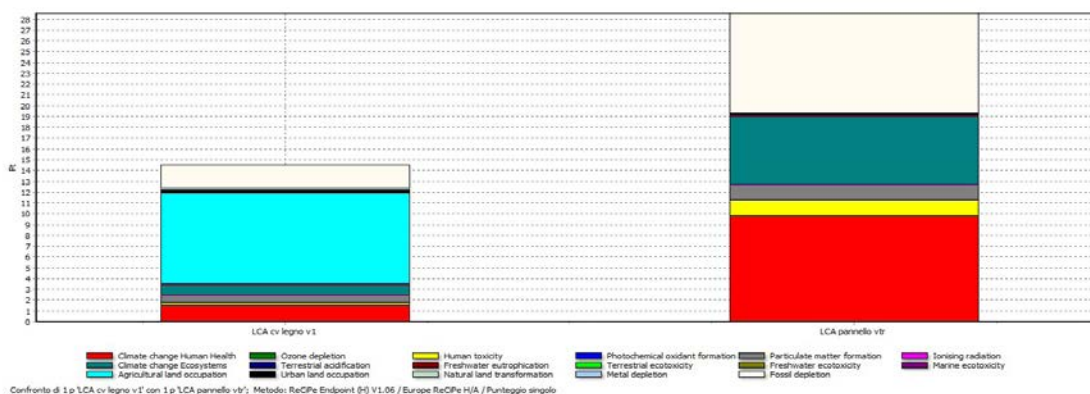


Figura 2: Punteggio Singolo confronto FRP-Legno

Escludendo il calcestruzzo, è stato approfondito il confronto tra il legno ed il FRP, in quanto la valutazione del loro impatto ambientale ha un valore che si differenzia solo di 14 pt (Figura 2); dall'analisi dei risultati si evince che il legno ha un impatto inferiore di circa la metà del valore del FRP, con un punteggio pari a 14,5 pt totali (Tabella 6).

Categoria d'impatto	Unità	LCA cv legno v1	LCA pannello vtr
<i>Totale</i>	<i>Pt</i>	<i>14,53</i>	<i>28,55</i>
Climate change Human Health	Pt	1,47	9,73
Ozone depletion	Pt	0,00	0,01
Human toxicity	Pt	0,30	1,52
Photochemical oxidant formation	Pt	0,00	0,00
Particulate matter formation	Pt	0,66	1,34
Ionising radiation	Pt	0,00	0,01
Climate change ecosystems	Pt	0,96	6,36
Terrestrial acidification	Pt	0,00	0,01
Freshwater eutrophication	Pt	0,00	0,00
Terrestrial ecotoxicity	Pt	0,01	0,04
Freshwater ecotoxicity	Pt	0,00	0,00
Marine ecotoxicity	Pt	6,12E-07	4,81E-06
Agricultural land occupation	Pt	8,50	0,05
Urban land occupation	Pt	0,18	0,03
Natural land transformation	Pt	0,17	0,07
Metal depletion	Pt	0,00	0,00
Fossil depletion	Pt	2,22	9,32

Tabella 6: Punteggio singolo, confronto FRP-Legno Metodo ReCiPe Endpoint H

6. Conclusioni

I materiali polimerici fibrorinforzati, ed in particolar modo i pultrusi, risultano avere un elevato potenziale in ambito edilizio.

I prodotti pultrusi vengono oggi ampiamente utilizzati in diversi settori in campo industriale e chimico, tuttavia, la flessibilità della tecnologia, la totale riciclabilità della materia prima e le prestazioni dei prodotti pultrusi ne fanno materiali ideali per la realizzazione di oggetti edilizi di nuova generazione.

Nel settore delle nuove costruzioni i manufatti pultrusi, soprattutto in vetroresina, hanno già trovato applicazioni nella realizzazione di opere di finitura come infissi (in sostituzione dell'acciaio e dell'alluminio) o pannelli leggeri autoportanti per il tamponamento di opere prefabbricate.

Dall'analisi condotta, si evince che, sotto il profilo del bilancio ambientale, i materiali pultrusi fibrorinforzati riducono le risorse utilizzate nel processo costruttivo e sono disponibili a nuove fasi di riutilizzo e riciclaggio, e che l'impatto ambientale è del tutto paragonabile al legno e significativamente meno impattante rispetto al calcestruzzo armato.

Lo studio condotto è propedeutico alla dichiarazione ambientale di prodotto e dovranno essere considerate anche la fase d'uso, la fase di manutenzione ed i consumi.

Attività svolta nell'ambito del progetto di Ricerca "CNR per il Mezzogiorno – Tecnologie avanzate per l'efficienza energetica e la mobilità ad impatto zero".

7. Bibliografia

Basbagill, J.P., Lepech, M.D., Ali, S.M., Human Health Impact as a Boundary Selection Criterion in the Life Cycle Assessment of Pultruded Fiber Reinforced Polymer Composite Materials, *Journal of industrial Ecology*, vol. 16, Issue 2 April 2012, pages 266- 275.

Chao, Z., Wenxiu, L., Muhammad, A., Lee, C., Environmental evaluation of FRP in UK highway bridge deck replacement applications based on a comparative LCA study, *Advanced Materials Research*, Volume 374-377, 2012, Pages 43-48, 4th International Conference on Technology of Architecture and Structure, ICTAS 2011; Xi'an; China; 22 September 2011 through 24 September 2011; Code 87443.

Daniel, R.A., A composite bridge is favoured by quantifying ecological impact, *Structural Engineering International: Journal of the International Association for Bridge and Structural Engineering (IABSE)*, Volume 20, Issue 4, November 2010, Pages 385-391.

Jayaraman, K., Xu, X.W., Life cycle assessment of products made of composite materials, *International Journal of Product Lifecycle Management*, Volume 4, Issue 1-3, February 2009, Pages 11-22.

Lu aye, T. Ngo, R.H. Crawford, R. Gammampila, P. Mendis, Life cycle greenhouse gas emissions and energy analysis of prefabricated reusable building modules, *Energy and Buildings*, vol. 47, april 2012, Pages 159-168.

L. F. Cabeza, L.rincon, V. Vilarino, G. Perez, A. Castell, LLife cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 29, January 2014, pages 394-416.

Shi j.; Kato, J.; Bao, L.M.; Kemmochi,K. The mechanical property of recycled fiber reinforced polymer composites by superheated steam, *Applied Mechanics and materials* vol. 339, 2013, pages 687-690, paper presented to 2013 Asian Pacific Conference on Mechatronics and Control Engineering, APCMCE 2013; Hong Kong; China; 26 March 2013 through 27 March 2013; Code 99011.

Steffen Lehmann, Low carbon construction systems using prefabricated engineered solid wood panels for urban infill to significantly reduce greenhouse gas emissions, *Sistenable Cities and Society*, vol. 6, February 2013, pages 57-67.

Analisi del ciclo di vita per la fase di posa in opera di un edificio per uso abitativo

Pierluca Vitale¹, Antonio Torchia², Costantino Menna³, Fabrizio Di Gregorio², Domenico Asprone³,
Andrea Prota³ e Umberto Arena¹

¹Dipartimento di Scienze e Tecnologie Ambientali, Biologiche e Farmaceutiche,
Seconda Università di Napoli

²AMRA s.c.a r.l.

³Dipartimento di Strutture per l'Ingegneria e l'Architettura, Università di Napoli Federico II
umberto.arena@unina2.it

Abstract

Si è sviluppata un'analisi di ciclo di vita per la fase di posa in opera di un edificio per uso abitativo. Lo studio si inquadra in un progetto triennale sulla Valutazione INtegrata del Ciclo di vita per l'Edilizia Sostenibile (VINCES), che mira a realizzare una piattaforma di analisi e valutazione integrata di sostenibilità del sistema edificio con riferimento al suo intero ciclo di vita. Dopo aver definito l'edificio di riferimento ed elaborato in dettaglio i relativi computi metrici, si è sviluppata un'attributional LCA per i confini del sistema. Questi ultimi sono stati stabiliti in accordo alla recente norma ISO/CD 13315 sulle linee guida in materia di gestione ambientale per la fase di costruzione di strutture in calcestruzzo. I risultati sono riportati in termini di categorie di impatto di midpoint ed endpoint, secondo l'approccio IMPACT 2002+.

1. Introduzione

Il distretto industriale dell'edilizia svolge un ruolo chiave sia nel settore economico (in Europa coinvolge 20 milioni di occupati totali e rappresenta il 10% del PIL) (Camere di Commercio d'Italia, 2014) sia in quello ambientale (circa il 50% delle emissioni mondiali di gas serra sono correlabili al settore delle costruzioni, circa il 60% dell'estrazione delle materie prime dalla litosfera è imputabile ai lavori di ingegneria civile, di cui il 40% a quelli dell'edilizia abitativa) (Bribián *et al.*, 2011). L'importanza del settore in Italia è notevole: ogni anno si realizzano circa 230.000 abitazioni; l'intero patrimonio edilizio del Paese occupa circa il 58% della superficie totale; circa il 22% dei consumi energetici nazionali è in relazione diretta o indiretta con il settore edile; circa il 46% del totale dei rifiuti speciali in Italia è costituito da quelli da costruzione e demolizione (C&D), con 59 milioni di tonnellate annue. Da un punto di vista economico, l'intero settore delle costruzioni ha un fatturato medio pari a circa il 10% del PIL ed offre lavoro a circa 3 milioni di persone su scala nazionale (Federcostruzioni, 2012; Cresme, 2012).

Lo studio proposto s'inquadra all'interno del progetto triennale VINCES (Valutazione INtegrata del Ciclo di vita per l'Edilizia Sostenibile), che mira a realizzare una piattaforma di analisi e una valutazione integrata di sostenibilità del sistema edificio con riferimento al suo intero ciclo di vita.

L'obiettivo è lo sviluppo di tecnologie edilizie innovative, sulle quali sia possibile sviluppare in tempi contenuti una valutazione affidabile del loro contributo al grado di sostenibilità di manufatti edilizi. A tal fine, si è deciso di utilizzare lo strumento dell'analisi del ciclo di vita (LCA), ampiamente utilizzato negli ultimi anni nel settore dell'edilizia sostenibile (Ortiz *et al.*, 2009; Buyle *et al.*, 2013), per disporre di confronti quantitativi ed affidabili tra possibili soluzioni progettuali. La LCA è applicata ad un edificio per uso abitativo, assunto come "riferimento" per le valutazioni di sostenibilità ambientale ed economica di diverse soluzioni alternative, in termini di materiali e componenti impiegati per la fase di costruzione ma anche di pratiche gestionali e tecniche di cantiere, di criteri di utilizzo del manufatto edilizio e di tecniche di decostruzione e smaltimento.

Seguendo l'approccio comunemente utilizzato nel settore, l'intero ciclo di vita del manufatto preso in esame (*from cradle to grave*) è stato suddiviso in tre fasi - pre-uso, uso e fine vita (Figura 1) - per poterle analizzare separatamente.

La fase di pre-uso comprende l'estrazione delle materie prime, quella di produzione dei materiali (Vitale, 2013), del loro trasporto a cantiere e della messa in opera. Queste ultime due fasi sono oggetto di questo contributo, sviluppato sulla base di dati ricavati da diverse indagini sul campo, oltre che di quelli disponibili nelle banche dati internazionali.

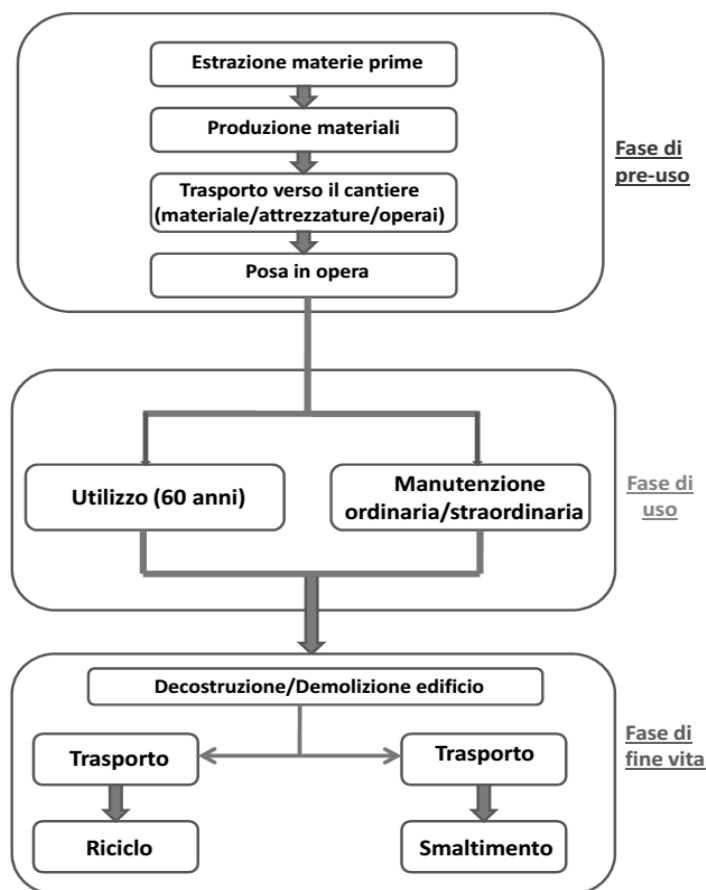


Figura 1: Fasi del ciclo di vita di un edificio

2. Definizione di scopi e obiettivi

L'edificio di riferimento è di una tipologia edilizia residenziale (multifamiliare) caratteristica del territorio campano dal punto di vista sia strutturale che architettonico, rappresentabile schematicamente come in Figura 2.

La struttura di fondazione è costituita da una platea in cemento armato (c.a.) mentre quella in elevazione è di tipo misto a telaio e pareti in c.a., con pianta prevalentemente rettangolare di dimensione 48,40 m x 15,85 m. L'edificio si sviluppa su tre livelli fuori terra completati da una copertura di tipo piano; gli appartamenti al piano terra sono accessibili direttamente dal cortile esterno mentre quelli al 1° e 2° piano sono serviti da due ballatoi, cui si accede grazie a due corpi scala.

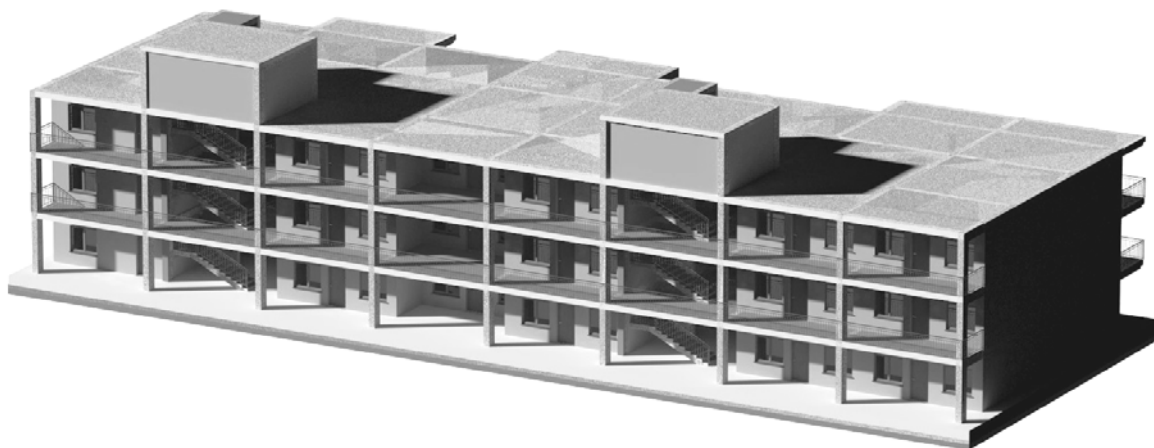


Figura 2: Rappresentazione dell'edificio di riferimento

L'edificio è di tipo in linea e comprende 24 appartamenti disposti 8 per ogni piano. Sono presenti 4 tipologie di unità abitative che si differenziano sia per superficie che per capacità ricettive: monocale con superficie netta di $41,7 \text{ m}^2$; trilocale con superficie netta di 75 m^2 ; trilocale con superficie netta di $63,5 \text{ m}^2$; trilocale con superficie netta di $73,5 \text{ m}^2$. La superficie utile complessiva è di 519 m^2 per piano. L'unità funzionale scelta è stata individuata nella messa in opera di 1557 m^2 di superficie utile complessiva per uso abitativo nell'edificio di riferimento.

Per definire i confini del sistema in esame, si è fatto riferimento alla norma ISO/CD 13315-2 del 2014, stabilita con l'intento di fornire linee guida in materia di gestione ambientale per strutture in calcestruzzo, con particolare riferimento a materiali, componenti, fasi di messa in opera e fine vita. Si sono di conseguenza definiti i confini del sistema, adattando opportunamente quelli riportati nella citata ISO/CD 13315-2, come descritto nel grafico di Figura 3.

Con riferimento a questo grafo, si individuano le seguenti macro fasi:

- fase 0, *Allestimento cantiere*: prevede le operazioni di confinamento e scoticamento dell'area di cantiere, trasporto e deposito di materiale da costruzione, di macchinari e di opere provvisorie, installazione di gru a torre;
- fase 1, *Movimento terra e fondazione*: prevede le operazioni di sbancamento, getto dello strato di magrone, posizionamento armature della platea e getto di calcestruzzo;
- fase 2, *Casseratura*: prevede l'installazione dei casseri in legno d'armatura, dei ponteggi e della puntellatura;
- fasi 3 e 4, *Opere in elevazione*: distinte per i componenti strutturali e quelli non strutturali. I primi sono elementi in c.a. che hanno funzione portante come travi, pilastri, solai e setti (e per essi si comprende anche il getto in opera di calcestruzzo). I secondi sono partizioni, rivestimenti, serramenti e impianti, tutti messi in opera successivamente agli elementi strutturali.

Entro i confini così definiti e per la dichiarata unità funzionale, si è sviluppata una LCA di tipo *attributional* (Finnveden *et al.*, 2009), impiegando il software Simapro 8.0.2. Tutti i carichi diretti sono stati valutati da schede tecniche dei mezzi e da indagini presso imprese edili: la qualità di questi dati è stata poi verificata con interviste ad operatori qualificati del settore. Per i carichi indiretti e per quelli evitati si è fatto riferimento alla banca dati Ecoinvent 3.0.

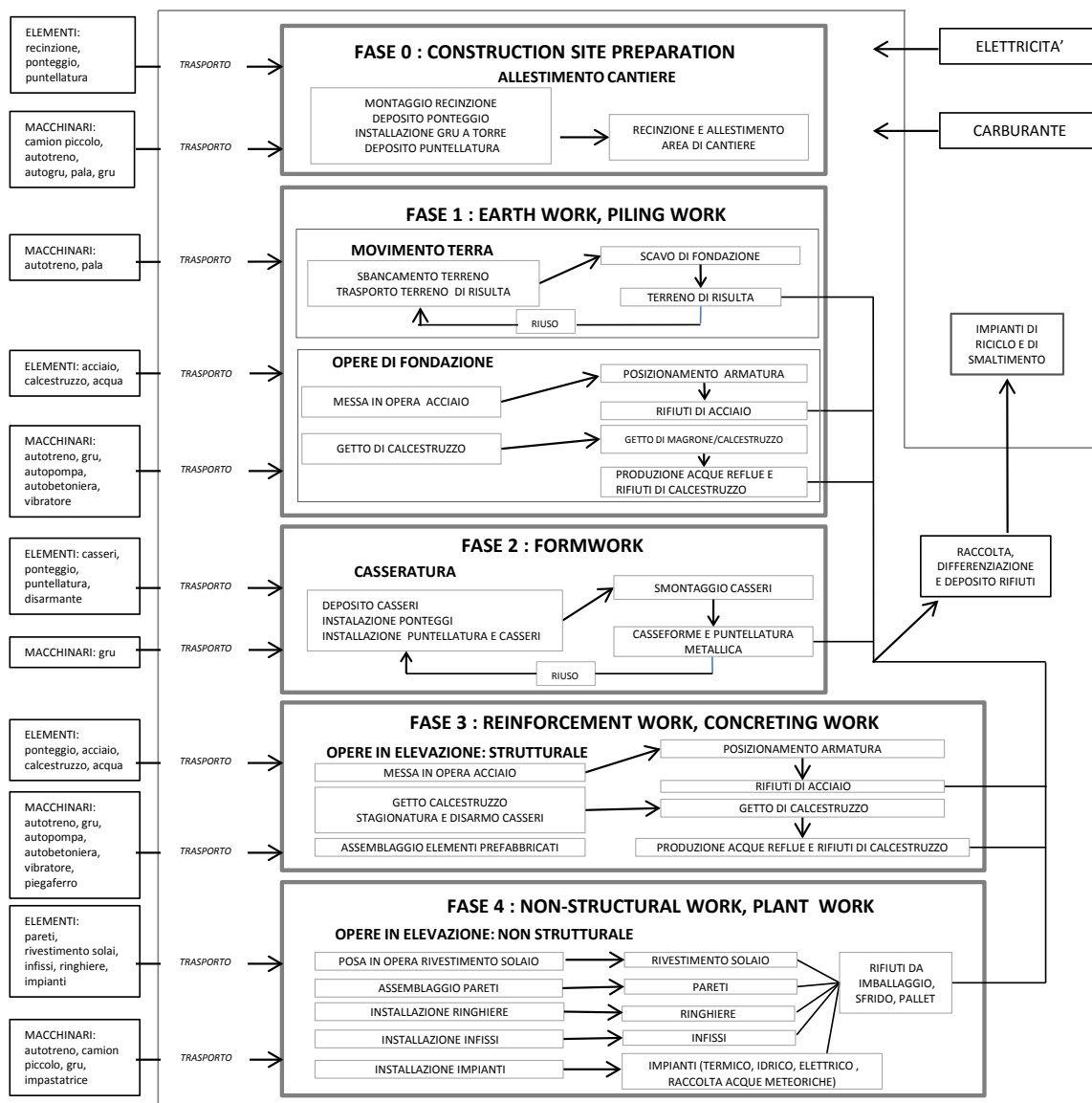


Figura 3: Confini del sistema per la fase di messa in opera, sulla base della ISO/CD 13315-2

3. Analisi di inventario

È di fondamentale importanza il ruolo dei vari mezzi d'opera sia per le operazioni di trasporto sia per il funzionamento in cantiere. La fornitura dei materiali avviene normalmente mediante trasporto con autotreno, con consumi specifici di carburante ricavati dalle schede tecniche, sulla base dei carichi trasportati e delle informazioni ottenute sul campo dalle maestranze (Tabella 1). È stata supposta una distanza di trasporto fissa, pari a 30 km, e su di essa si sono basati i calcoli per stabilire i consumi totali di carburante.

I macchinari utili alla movimentazione del terreno sono presenti nelle prime fasi di lavoro, per le operazioni di sbancamento e scavo per le opere di fondazione. I relativi consumi sono stati calcolati sulla base dei cicli di lavoro dei diversi mezzi d'opera. In particolare: una pala gommata da 70 kW, il cui consumo di diesel è pari a circa 15 L/h; un'autobetoniera da 70 kW, con un ciclo di lavoro che varia nelle differenti fasi di impiego (in cammino con rotazione a pieno carico: 3 km/L; da fermo con rotazione: 8 L/h); un'autopompa da 80 kW, con consumi di diesel pari 3 km/L in movimento e a 7 L/h in pompaggio da fermo.

I consumi dei mezzi elettrici presenti in cantiere sono stati determinati sulla base della potenza nominale ricavata dalle schede tecniche del produttore, scegliendo i vari tipi in base a volumi e masse da movimentare, per situazioni di cantiere assimilabili a quelle di interesse per l'edificio di riferimento.

<i>Tipologia mezzo</i>	<i>Capacità di trasporto</i>	<i>Consumo carburante</i>	<i>Tipologia utensili</i>	<i>Potenza nominale</i>
Autotreno	40 ton	3 km/L	Gru a torre	27 kW
Autobetoniera (70kW)	9 m³	3 km/L^a; 8 L/h^b	Vibratore ad ago	0,28 kW
Autopompa (80kW)	-	3 km/L^a; 7 L/h^b	Impastatrice	9,2 kW
Pala gommata (70kW)	1,2 m³	15 L/h	Cesoia legno/ferro	2,2 kW/1,5 kW
Camion	4,5 ton	7 km/L	Piegaferrì	1,5 kW

Tabella 1: Specifiche dei principali mezzi d'opera/trasporto e potenza nominale dei principali utensili elettrici

^a= in movimento; ^b=in lavorazione da fermo

Durante le operazioni di messa in opera sono prodotti rifiuti non pericolosi, classificati con il codice CER 170904 ("rifiuti misti dell'attività di costruzione e demolizione"), che sono costituiti da miscele di cemento, mattoni, mattonelle, ceramiche, legno e metallo. La produzione dei rifiuti associati alle singole fasi di lavorazione è stata stimata in base a documentazioni di cantiere, dati statistici e consulenze tecniche ed infine catalogata nelle seguenti classi:

- Sfridi da lavorazione: alcuni materiali come legno e ferro raggiungono quantitativi rilevanti all'interno dei cantieri. Per ogni singolo materiale è stata stimata una percentuale di sfrido (solitamente tra 2-5%) in base a valutazioni empiriche e a pareri tecnici.
- Imballaggi: i rifiuti provenienti dagli imballaggi sono costituiti in maggioranza da legno, plastica, carta e cartone, che si assume siano avviati tutti a riciclo.
- Terre e rocce da scavo: il terreno prodotto dalle operazioni di sbancamento per la realizzazione della platea di fondazione è di 600 m³. Si è supposto che esso sia trasportato durante le operazioni di scavo, in cassoni con capacità di 28 m³, ad un centro di stoccaggio che dista 30 km dal cantiere. Il suo potenziale riutilizzo sulla base del D.M. 161/2012 o smaltimento è escluso dall'analisi.
- Acqua di lavaggio per betoniere: dopo lo scarico e la consegna del materiale, all'interno del tamburo della betoniera resta del materiale che è pulito con acqua, poi convogliata in vasche di raccolta dove si formano fanghi da trattare. Secondo dati acquisiti da personale specializzato, per il lavaggio di una singola betoniera si consumano circa 600 litri di acqua.

4. Analisi degli impatti ambientali

La metodologia utilizzata per la valutazione dell'impatto ambientale è IMPACT 2002+ (Joliet *et al.*, 2003), che traspone i carichi ambientali in quindici categorie d'impatto e quattro categorie di danno. I risultati indicano che il contributo maggiore per ogni fase lavorativa è dato dal consumo di carburante per i mezzi d'opera e per le varie operazioni di trasporto. I grafici che seguono mostrano il contributo (sia in termini di categorie d'impatto che di danno) di ogni singola lavorazione sulla messa in opera nel suo complesso.

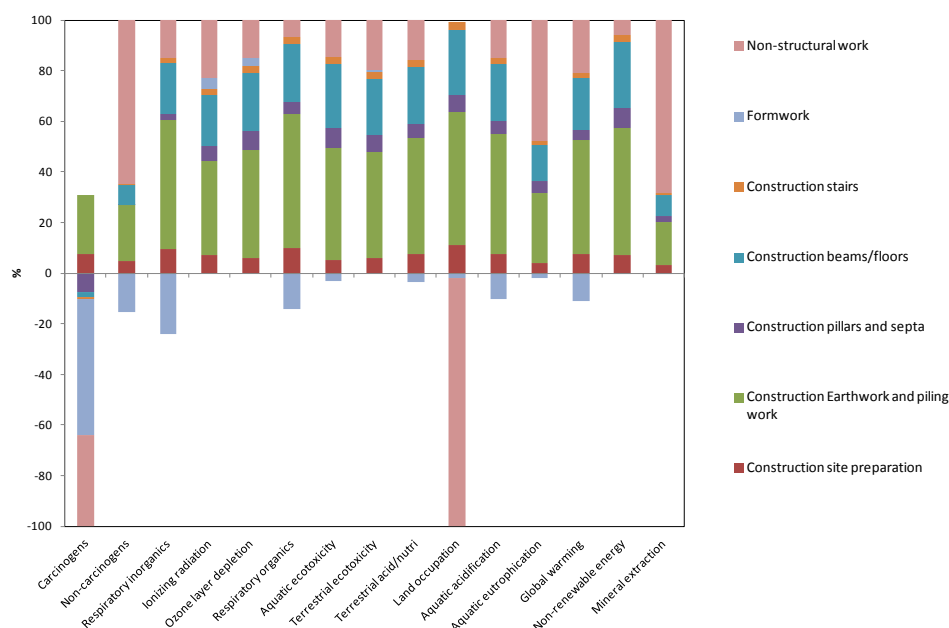


Figura 4: Caratterizzazione degli impatti per la messa in opera dell'edificio di riferimento

Il grafico di Figura 4, relativo alla caratterizzazione degli impatti, evidenzia come i carichi maggiori derivino dalla fase *Earthwork and piling work* e *Non-structural work* (Figura 3). Quest'ultima fase ha un ruolo cruciale anche per i carichi evitati (per il recupero legno), assieme alla fase di cassetteria (per il recupero acciaio). Il grafico di Figura 5, relativo alle categorie di danno, conferma il contributo principale della fase di movimento terra e opere di fondazione. Ciò si spiega innanzitutto con la correlazione diretta tra la quantità di calcestruzzo sia da trasportare sia da porre in opera e il relativo consumo di carburante. Inoltre, per le opere di fondazione sono coinvolti i trasporti per il trasferimento del terreno di risulta (circa 600 m³), con viaggi di autotreni, per i quali si è tenuto conto del carico medio ottenuto dal peso a pieno carico (in andata) ed il peso a vuoto (al ritorno). Questa fase di lavorazione contribuisce per valori tra il 45 ed il 50% del totale dei danni potenziali. Le lavorazioni della parte non strutturale contribuiscono invece per meno del 20%.

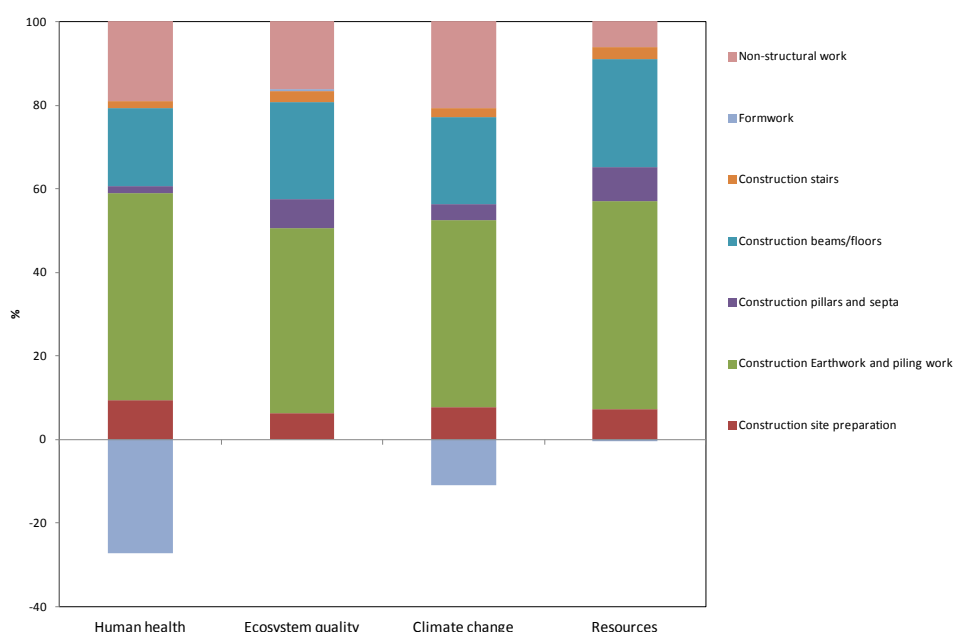


Figura 5: Valutazione dei danni per la messa in opera dell'edificio di riferimento

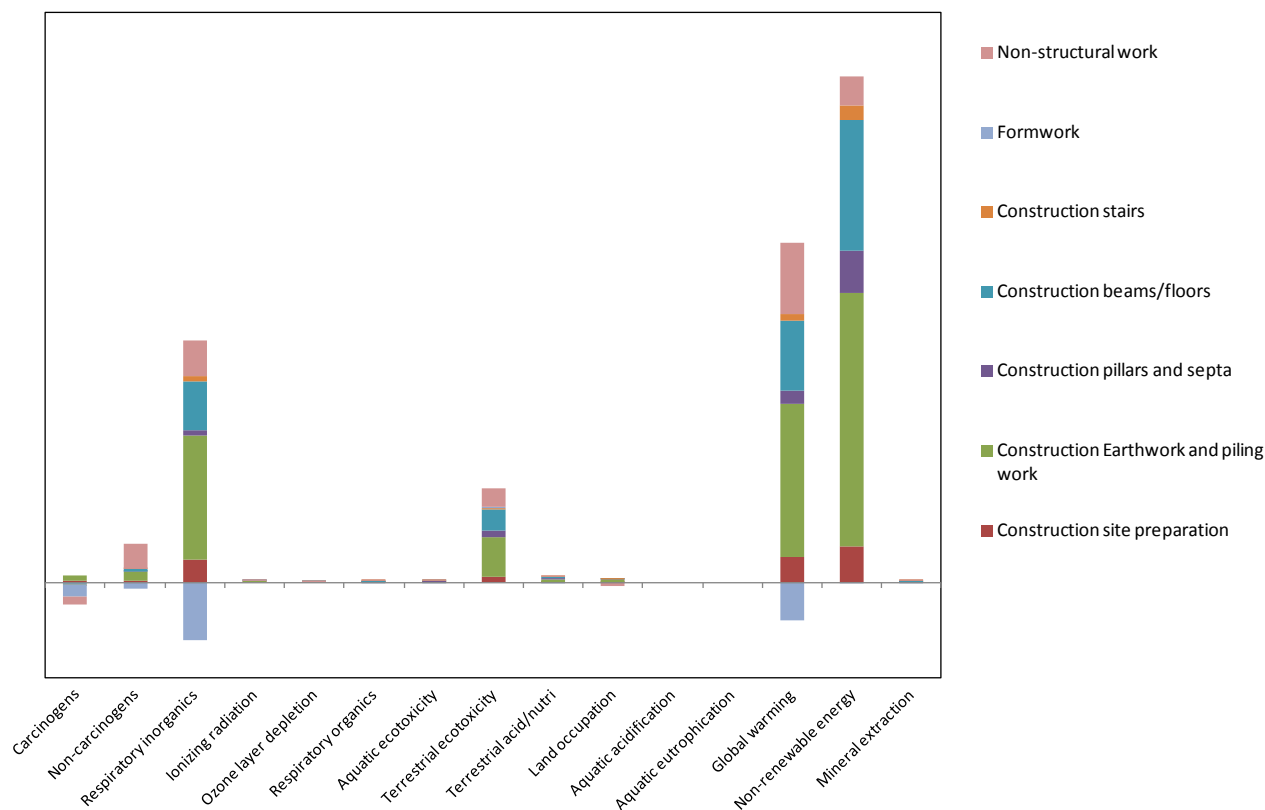


Figura 6: Normalizzazione degli impatti per la messa in opera dell'edificio di riferimento

La normalizzazione eseguita sulle 15 *midpoint categories* riportata in Figura 6 consente di apprezzare che le categorie di impatto di maggiore interesse sono essenzialmente tre: gli inorganici respirabili, il riscaldamento globale e l'energia non rinnovabile. Questo risultato conferma che il consumo di carburante fossile (diesel) fornisce il massimo contributo agli impatti: la combustione di diesel per i mezzi d'opera e di trasporto comporta emissioni gravose proprio per le tre categorie citate.

5. Conclusioni

È stata sviluppata un'analisi del ciclo di vita di un edificio per uso abitativo con specifico riferimento alla sua messa in opera. I risultati ottenuti in termini di categorie di impatto e di danno, sulla base di dati accuratamente raccolti sul campo, confermano l'importanza dei consumi di carburante legati principalmente alle fasi di trasporto e al funzionamento dei mezzi in cantiere. Ne consegue che ogni minimizzazione delle distanze, tra i punti di produzione e/o distribuzione dei materiali e il sito di lavorazione, accrescerebbe sia la sostenibilità economica che quella ambientale del sistema in esame. I dati così ottenuti sono in corso di elaborazione all'interno di un'analisi LCA più ampia, relativa prima a tutta la fase di pre-uso, che comprende quindi anche la produzione dei materiali per la costruzione dell'edificio in esame, a sua volta inserita all'interno del ciclo di vita del manufatto edilizio, comprendente le fasi, presumibilmente predominanti, dell'uso e di fine vita dell'edificio.

Bibliografia

Bribián, IZ, Capilla, AV, Aranda Usón, A 2011, 'Life cycle assessment of building materials', *Building and Environment*, no. 46, pp.1133-1140.

Buyle, M, Braet, J, Audenaert, A 2013, 'Life cycle assessment in the construction sector: A review', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, no. 26, pp. 379–388

Camere di Commercio d'italia, Unioncamere 2014, 'La strategia per il settore delle costruzioni'

Cresme 2012, disponibile su <http://www.cresme.it/doc/Congiuntura-e-previsioni-2012.pdf>

Federcostruzioni 2012, 'Rapporto 2012: il sistema delle costruzioni in Italia'

Finnveden, G, Hauschild, MZ, Ekvall, T, Guine', J, Heijungs, R, Hellweg, S, Koehler, A, Pennington, D, Suh, S 2009, 'Recent developments in LCA', *Journal of Environmental Management*, no. 91, pp. 1-21.

ISO/FDIS 13315-2 2014, 'Environmental management for concrete and concrete structures - Part 2: System boundary and inventory data'. Under development.

Jolliet, O, Margni, M, Charles, R, Humbert, S, Payet, J, Rebitzer, G, Rosenbaum, R 2003, 'IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, no. 8, pp. 324-330

Ortiz, O, Castells, F, Sonneman, G 2009, 'Sustainability in the construction industry: A review of recent developments based on LCA', *Construction and Building Materials*, no. 23, pp. 28–39.

Vitale, P 2013, 'Edilizia sostenibile: analisi del ciclo di vita di materiali e componenti di un edificio per usi abitativi'. Tesi di Laurea Specialistica in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio. Seconda Università degli Studi di Napoli.

AGRO-ALIMENTARE



Confronto tra modelli per la stima delle emissioni da fertilizzanti: il caso del mais da granella

Alessandra Fusi¹, Jacopo Bacenetti¹

¹Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali– produzione, Territorio, Agroenergia Università degli Studi di Milano, Via G. Celoria 2, Milano, 20133

Corresponding author: alessandra.f.m.fusi@gmail.com

Abstract

La valutazione della performance ambientale dei prodotti agricoli e alimentari non può prescindere da una stima affidabile delle emissioni associate all'utilizzo di fertilizzanti, spesso fattori decisivi in alcune categorie quali l'eutrofizzazione e l'acidificazione. Il presente studio si propone di valutare, attraverso la LCA, la performance di una coltura, prendendo in considerazione due differenti modelli per la stima delle emissioni associate all'applicazione dei fertilizzanti.

1. Introduzione

Nel corso degli anni gli aspetti ecologici ed etici connessi alla produzione di beni hanno progressivamente assunto un ruolo centrale a livello delle istituzioni e sono diventati oggetto di interesse anche da parte dei consumatori. L'effetto di un tale atteggiamento si risolve nell'inclusione di tali parametri nel processo decisionale di acquisto di beni (Roy et al., 2008; Poritosh et al., 2009).

Risulta pertanto fondamentale valutare quello che è l'impatto ambientale dei beni di consumo. Il settore agro-alimentare rappresenta un importante comparto industriale, sia a livello economico, con 1017 miliardi di € di fatturato in Europa (Federalimentare, 2011), sia a livello ambientale: l'attività agricola da sola è infatti responsabile dell'emissione del 33% dei gas serra rilasciati globalmente (Cline, 2007)

La crescente attenzione rivolta ad una produzione e un consumo sostenibili ha incoraggiato la realizzazione di diverse attività di ricerca focalizzate sui sistemi di produzione e distribuzione alimentare, comprese le attività agricole (Roy et al., 2009; Cellura et al., 2012).

Diversi studi finalizzati alla valutazione ambientale di prodotti agricoli attraverso l'impiego dell'approccio LCA (Kim et al., 2009; Bacenetti et al., 2014), hanno messo in evidenza quanto le emissioni associate all'utilizzo di fertilizzanti rappresentino un fattore decisivo in alcune categorie di impatto, quali l'eutrofizzazione e l'acidificazione.

La fase agricola inoltre spesso rappresenta la fase più critica dal punto di vista della performance ambientale dei prodotti alimentari processati. Per questi motivi si rende necessaria una corretta, e quanto più precisa, stima delle emissioni associate all'impiego di fertilizzanti, al fine di consentire una valutazione altrettanto affidabile dell'impatto dovuto alla produzione dei beni agricoli e alimentari. In letteratura sono disponibili diversi modelli per la stima delle emissioni associate all'utilizzo di tali inputs agricoli.

Nel presente lavoro sono stati presi in considerazione due modelli: uno messo a punto da Brentrup et al. (2000), incorporato in un software appositamente costruito per la stima delle emissioni in questione (EFE-So, Estimation of Fertilisers Emissions-Software), e l'altro, probabilmente il più utilizzato, elaborato dall'IPCC (2006). Il vantaggio derivante dall'utilizzo di questo secondo modello consiste nella sua facilità di impiego, conseguenza del limitato numero di informazioni necessarie per la stima delle emissioni. Per poter applicare il modello proposto da Brentrup et al. (2000) è invece necessario disporre di un numero maggiore di dati, la cui natura rende la stima più sito-specifica e pertanto più precisa. Poiché non sempre si dispone dei dati necessari all'utilizzo di quest'ultimo modello, il presente articolo si propone di valutare la differenza in termini di impatti derivante dalla scelta di uno dei due modelli sopracitati.

A tal fine l'impatto ambientale associato alla coltivazione del mais da granella⁵ è stato valutato stimando le emissioni legate all'applicazione di fertilizzanti con il metodo IPCC e con EFE-So.

2. Materiali e Metodi

2.1. Scopo e campo di applicazione

Lo scopo del presente studio consiste nella valutazione della performance ambientale, attraverso la metodologia LCA, della produzione di granella di mais (mais classe 700), prendendo in considerazione due differenti modelli per la stima delle emissioni associate all'applicazione dei fertilizzanti. Dei suddetti modelli, uno è più complesso, e per ciò stesso richiede un elevato numero di informazioni, il secondo invece è uno strumento semplificato, di più facile utilizzo. Sono stati pertanto identificati due scenari di analisi:

- Scenario EFE-So, in cui viene impiegato il modello di stima delle emissioni più complesso (Brenttrup et al., 2000)
- Scenario IPCC, in cui le emissioni vengono stimate attraverso il modello semplificato

L'unità funzionale selezionata per la realizzazione di tale analisi comparativa è 1 tonnellata di granella di mais.

Sono stati inclusi nella valutazione i seguenti inputs e outputs:

- Trattori e macchine operatrici
- Consumi di carburante e relative emissioni
- Semi
- Fertilizzanti ed emissioni associate al loro utilizzo
- Fitofarmaci ed emissioni associate alla loro applicazione

2.2. Analisi di inventario

Nella Tabella 1 sono riportate le operazioni colturali e i consumi di carburante (gasolio) ad esse associate, necessarie per la coltivazione del mais (i dati sono riferiti all'ettaro coltivato). I dati sono stati forniti da un'azienda agricola situata a Peschiera Borromeo (MI), la quale presenta una superficie agricola utile (SAU) totale di 33,54 ha, interamente dedicati alla produzione di cereali.

⁵ Mais destinato alla produzione di granella, la cui raccolta è realizzata mediante mietitrebbiatrice. Quest'ultima, dopo aver separato la spiga (pannocchia) dal resto della pianta (stocco), separa la granella dal tutolo.

Operazioni	Time (h/ha)	Consumi di gasol (kg/ha)	Fattori produttivi e rese
Spandimento letame	1,25	29,4	10 t/ha letame
Aratura	1,66	20,9	
Erpicatura (2 ripetizioni)	1	11,1 + 9,1	
Semina	0,5	8,4	19 kg seme
Trattamento erbicida	0,28	3,3	4,41 g/ha di Acetoclor 0,016 g/ha Nicosulfuron 0,004 g/ha Rimsulfuron 0,018 g/ha sulcotrione
Distribuzione urea	0,5	3,0	300 kg urea
Sarchiatura	0,83	4,2	
Irrigazione	1,1	12,6	2200m ³ /ha
Raccolta	2,0	42	Resa: 16,5 t mais/ha (umidità 23%)
Distribuzione concime concentrato	0,5	8,4	
Essiccazione	4		1,52 MWh elettrici Resa: 14,6 t mais/ha (umidità 13%)

Tabella 1: Operazioni colturali e inputs agricoli (dati riferiti ad 1 ha)

L'impatto ambientale delle operazioni colturali identificate è stato valutato attraverso l'impiego del database Ecoinvent v. 2.2. I dati del database sono stati tuttavia modificati inserendo le quantità di gasolio effettivamente impiegate nel caso studio analizzato (e le relative emissioni sono state adattate di conseguenza).

Le emissioni legate all'utilizzo dei fitofarmaci sono state stimate in accordo con quanto riportato nello studio di Margni et al. (2002), che identifica le seguenti percentuali di dispersione dei principi attivi applicati: 75% nel suolo, 10% in aria e 10% in acqua.

2.2.1. I modelli per la stima delle emissioni da fertilizzanti

Come precedentemente accennato, sono stati impiegati due differenti modelli: il primo si rifà agli algoritmi identificati da Brentrup et al. (2000) mentre il secondo a quelli definiti dall'IPCC.

Gli algoritmi identificati da Brentrup et al. (2000) sono stati quindi inseriti all'interno di un software appositamente costruito (EFE-So), di cui la Figura 1 mostra l'interfaccia.

EFE-So è stato realizzato utilizzando linguaggio di programmazione Delphi®. Rispetto al modello proposto da Brentrup et al. (2000), in EFE-So sono state apportate alcune modifiche e aggiornamenti: ad esempio, relativamente ai valori di deposizione di azoto atmosferico, per permetterne una stima più precisa, è stata utilizzata (e inserita in EFE-So) una mappa che riporta i valori di tale deposizione nelle diverse regioni d'Europa, realizzata dal JRC (EC, Joint Research Centre), al posto di quella proposta nell'articolo di Brentrup et al. (2000).

L'utilizzo di tale modello, richiede l'inserimento di una serie precisa di informazioni, quali ad esempio:

- La temperatura al momento della distribuzione del concime;
- Il tempo che intercorre tra lo spandimento e l'interramento
- Caratteristiche pedologiche del terreno coltivato (tessitura, pH, profondità di falca ecc.)
- precipitazioni estive ed autunnali.

Fertilizer Emissions

Fertilizers: ☐ Organic fertilizer ☐ Mineral fertilizer

N content in applied dose (kg/ha): 0.00

Ammonia content in applied dose (kg/ha): 0.00

Fertilizer type: [dropdown]

N content in applied dose (N/ha): 0.00

Application circumstances: [dropdown]

Time between application and prec/..: [dropdown]

Application conditions

European Country: [dropdown]

Soil Acidity: ☐ pH < 7 ☐ pH = 7 ☐ pH > 7

Application temperature: [dropdown]

Precipitation: [dropdown]

N atm deposition

Atmospheric deposition total N kg/ha

0.0 - 1.6
1.7 - 3.7
3.8 - 5.6
5.7 - 7.3
7.4 - 9.4
9.5 - 11.6
11.7 - 14.1
14.2 - 17.0
17.1 - 20.7
20.8 - 26.2
26.3 - 34.1

N deposition (kg/ha): [input]

Yield (t/ha): 0

N content in crop harvested (kgN/t): 0

Other outputs (t/ha): 0

N content in other outputs (kgN/t): 0

Soil type: [dropdown]

Summer prec (mm): 0 Winter prec (mm): 0

Done

Figura 1: Interfaccia di EFE-So

Molto spesso non è possibile risalire a questo tipo di informazioni ed è pertanto necessario ricorrere a un modello più semplificato, come quello proposto dall'IPCC, per il cui utilizzo è sufficiente conoscere il contenuto di azoto dei fertilizzanti organici e minerali applicati. Le perdite di fosfato sono state stimate, in entrambi i casi, in accordo con Smil (2000), che fissa una percentuale di run-off dell'1-2% del fosforo presente nei fertilizzanti (in questo studio è stato utilizzato un fattore emissivo di 1,5%).

2.3. Analisi degli impatti

La valutazione della performance ambientale del mais, nei due scenari identificati è stata realizzata utilizzando il metodo di ReCiPe (midpoints). Le seguenti categorie di impatto sono state considerate: *climate change* (CC), *ozone depletion* (OD), *human toxicity* (HT), *photochemical oxidant formation* (POF), *terrestrial acidification* (TA), *freshwater eutrophication* (FE), *marine eutrophication* (ME) e *fossil depletion* (FD).

3. Risultati

La Tabella 2 riporta i valori degli impatti ambientali, associati alla produzione di mais, ottenuti utilizzando EFE-So e i fattori emissivi proposti dall'IPCC. Gli impatti associati alle emissioni da fertilizzanti sono gli unici a presentare delle differenze tra gli scenari proposti. Come già riscontrato in altri studi, anche nella presente analisi le emissioni dovute all'impiego dei fertilizzanti risultano essere fattori critici in diverse categorie di impatto: CC (tra il 35% e il 40% del totale in funzione dello scenario analizzato), TA (45% e 85% del totale a seconda dello scenario) e ME (superiore al 90% in entrambi gli scenari). Della produzione di fertilizzanti, solo quella di urea risulta essere un fattore critico, in particolare per la categoria FD, dove il suo impatto costituisce il 24% del totale per entrambi gli scenari analizzati. Altri hotspots del processo di produzione di mais per entrambi gli scenari, sono: l'acetoclor, un erbicida la cui produzione ha effetti rilevanti sulla categoria OD; l'operazione di essiccazione del mais, che rappresenta una fase particolarmente energivora del processo globale di produzione della granello; l'irrigazione, operazione per la quale sono necessarie elevate quantità di carburante ed infine l'operazione di raccolta, che sembra essere critica per la categoria POF. La Figura 2 propone un confronto grafico tra i risultati ottenuti nei due diversi scenari. Si rileva immediatamente che, nel caso la stima provenga dall'impiego di EFE-So, le categorie maggiormente influenzate dalle emissioni da fertilizzanti (TA e ME), presentino un impatto minore rispetto allo scenario IPCC, e tale differenza risulti essere molto elevata. Per le categorie TA e ME, lo scenario EFE-So presenta infatti un impatto inferiore del 73% e del 50%, rispettivamente, rispetto allo scenario IPCC. Relativamente alla categoria CC la situazione risulta invece capovolta: lo scenario EFE-So presenta, infatti, un impatto superiore del 9% circa rispetto allo scenario IPCC (tale differenza è tuttavia molto più contenuta, e pertanto più accettabile, rispetto alle categorie discusse in precedenza). I motivi di tali importanti differenze tra i due scenari considerati sono da attribuire a:

- Per la TA: le emissioni di NH_3 stimate attraverso il modello IPCC sono circa sette volte più alte rispetto alle stime ottenute mediante EFE-So
- Per la ME: la lisciviazione del nitrato stimata con i fattori emissivi proposti dall'IPCC è quasi doppia rispetto alle stime di EFE-So
- Per il CC: la stima delle emissioni di protossido di azoto risultante dall'impiego di EFE-So risulta essere superiore di circa un quarto rispetto allo scenario IPCC.

Fattore/Processo	CATEGORIA DI IMPATTO							
	CC	OD	HT	POF	TA	FE	ME	FD
	kg CO ₂ eq	kgCFC-11eq	kg 1,4-DB	kg NMVOC	kg SO ₂ eq	kg P eq	kg N eq	kg oil eq
Spandimento letame	8,24E+00	1,20E-06	7,12E-01	1,10E-01	6,39E-02	5,76E-04	3,89E-03	2,84E+00
Aratura	6,77E+00	9,45E-07	1,09E+00	7,35E-02	4,42E-02	8,35E-04	2,60E-03	2,34E+00
Erpicatura - rip 1	4,17E+00	5,38E-07	8,31E-01	4,25E-02	2,59E-02	7,20E-04	1,51E-03	1,42E+00
Erpicatura - rip 2	3,65E+00	4,60E-07	8,16E-01	3,60E-02	2,20E-02	7,09E-04	1,28E-03	1,24E+00
Semina	2,73E+00	3,80E-07	4,47E-01	3,31E-02	1,94E-02	3,39E-04	1,16E-03	9,40E-01
Applicazione dei fitofarmaci	1,15E+00	1,56E-07	2,26E-01	1,36E-02	7,93E-03	1,72E-04	4,73E-04	3,96E-01
Distribuzione urea	1,14E+00	1,56E-07	3,16E-01	1,24E-02	7,44E-03	2,15E-04	4,34E-04	4,04E-01
Sarchiatura	1,64E+00	2,12E-07	3,85E-01	1,78E-02	1,05E-02	2,98E-04	6,20E-04	5,55E-01
Irrigazione	2,34E+01	2,26E-06	1,48E+01	1,25E-01	1,07E-01	1,36E-02	6,10E-03	9,10E+00
Spandimento concime concentrato	2,73E+00	3,80E-07	4,47E-01	3,31E-02	1,94E-02	3,39E-04	1,16E-03	9,40E-01
Raccolta	1,28E+01	1,81E-06	2,45E+00	1,85E-01	1,06E-01	1,68E-03	6,45E-03	4,41E+00
Essiccazione	4,82E+01	7,42E-06	2,09E+01	9,79E-02	1,44E-01	1,81E-02	6,37E-03	1,74E+01
Emissioni da fertilizzanti EFE-So	1,08E+02	-	-	-	7,13E-01	8,85E-03	2,04E+00	-
Emissioni da fertilizzanti IPCC	8,31E+01	-	-	-	4,93E+00	8,85E-03	4,20E+00	-
Semi	2,51E+00	1,99E-07	6,64E-01	8,25E-03	1,21E-02	8,78E-04	4,40E-02	4,11E-01
Urea	3,12E+01	4,77E-06	7,55E+00	5,48E-02	1,40E-01	5,42E-03	9,33E-03	1,41E+01
Fertilizzante P2O5	4,03E-01	3,71E-08	2,85E-01	2,64E-03	6,02E-03	4,97E-04	1,37E-04	1,29E-01
Fertilizzante ammonio nitrato	2,20E+00	1,16E-07	2,90E-01	4,28E-03	7,48E-03	1,74E-04	5,79E-04	3,39E-01
Acetoclor (erbicida)	3,87E+00	2,42E-05	4,90E+00	3,69E-02	1,02E-01	1,65E-03	3,57E-03	1,50E+00
Nicosulfuron (erbicida)	1,55E-05	1,55E-11	9,44E-06	4,97E-08	1,28E-07	1,81E-08	2,15E-08	5,46E-06
Rimsulfuron (erbicida)	2,91E-06	2,15E-12	1,72E-06	9,46E-09	2,09E-08	1,54E-09	4,92E-09	1,07E-06
Sulcotrione (erbicida)	1,27E-05	3,78E-11	8,32E-06	5,34E-08	1,37E-07	6,46E-09	2,02E-08	4,87E-06
Totale EFE-So	2,65E+02	4,52E-05	5,71E+01	8,87E-01	1,56E+00	5,51E-02	2,13E+00	5,84E+01
Totale IPCC	2,40E+02	4,52E-05	5,71E+01	8,87E-01	5,77E+00	5,51E-02	4,29E+00	5,84E+01

Tabella 2: Impatto ambientale di una tonnellata di granella di mais per le categorie considerate

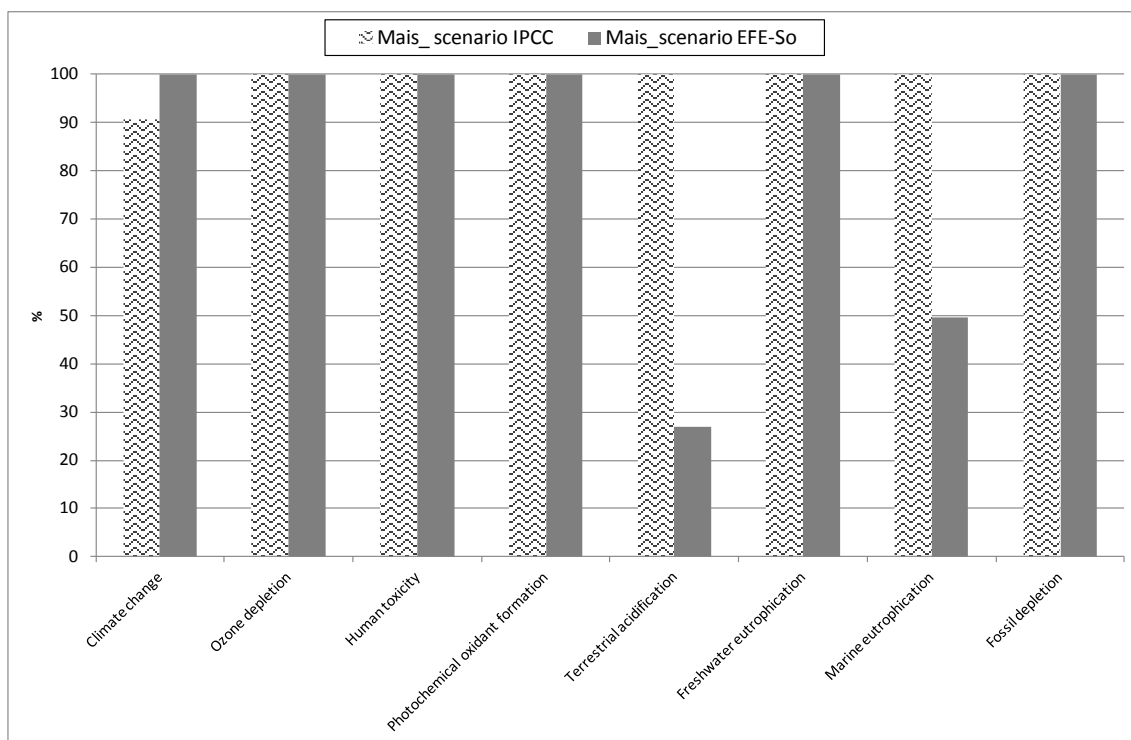


Figura 2: Confronto tra i due scenari proposti

4. Conclusioni

Il presente studio aveva come obiettivo quello di confrontare la medesima produzione agricola, variando le modalità di stima delle emissioni associate all'applicazione dei fertilizzanti. La valutazione è stata condotta utilizzando i dati forniti da un'azienda lombarda, avente superficie totale di 33,54 ettari interamente dedicati alla produzione di cereali. Il presente caso studio si dimostra un esempio rappresentativo della realtà dell'Italia settentrionale: la resa di granella e la tecnica agricola sono infatti coerenti con quanto rilevato nello studio di Borrelli et al. (2014), relativo alle rese di mais nel nord Italia, e nell'analisi condotta da Bacenetti et al. (2014).

I risultati ottenuti mostrano come, per le categorie maggiormente influenzate dalle emissioni in esame, i valori di impatto ambientale presentino notevoli differenze in funzione del modello di stima impiegato. Pertanto, in presenza dei dati necessari, è sempre preferibile ricorrere a modelli di stima che tengano in considerazione le caratteristiche del suolo, della coltura e le modalità di applicazione dei fertilizzanti. Tali informazioni permettono, infatti, una stima più precisa e sito-specifica delle emissioni in analisi. L'utilizzo di modelli semplificati, se non evitabile, introduce la necessità di porre maggiore cautela nella valutazione dei risultati ottenuti ad esempio mediante un'analisi di sensitività.

In prospettiva, sarebbe interessante condurre studi simili su diversi tipi di colture, in modo da valutare e quantificare quale sia l'influenza dei modelli di stima delle emissioni da fertilizzante nel caso di diversi prodotti agro-alimentari.

5. Ringraziamenti

La realizzazione di EFE-So è stata resa possibile grazie ai preziosi suggerimenti dell'Ing. Gigi M. Fusi, al quale vanno i nostri ringraziamenti.

6. Bibliografia

- Bacenetti, J., Fusi, A., Negri, M., Guidetti, R., Fiala, M., 2014. Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production. *Science of the Total Environment* 466-467, 1066-77.
- Borrelli, L., Castelli, F., Ceotto, E., Cabassi, G., Tomasoni, C., 2014. Maize grain and silage yield and yield stability in a long-term cropping system experiment in Northern Italy. *Eur. J. Agron.* 55, 12–19.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *Int JLife Cycle Assess* 5, 349–57.
- Cellura, M., Longo, S., Mistretta, M., 2012. Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: an Italian case study. *Journal of Cleaner Production* 28, 56-62.
- Cline W., 2007. *Global Warming and Agriculture*, Centre for Global Development.
- European Commintion, Joint Research Centre, <http://fate.jrc.ec.europa.eu/modelling/nutrients>, ultima visita 31/03/2014.
- Federalimentare, 2012. Data & Trends of the European Food and Drink Industry 2012, http://www.federalimentare.it/banche_dati.asp, ultima visita 28/03/2014.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Vol. 4 IPCC.
- Kim, S., Dale, B., Jenkins, R., 2009. Life cycle assessment of corn grain and corn stover in the United States. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14:160–174.
- Margni, M., Rossier, D., Crettaz, P., Jolliet, O., 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 379–392.
- Poritosh, R., Daisuk, N., Takahiro, O., Qingyi, X., Hiroshi, O., Nobutaka, N., Takeo, S., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90, 1–10.
- Roy, P., Nei, D., Okadome, H., Nakamura, N., Orikasa, T., Shiina, T., 2008. Life cycle inventory analysis of fresh tomato distribution systems in Japan considering the quality aspect. *Journal of Food Engineering* 86, 225 – 233.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90, 1 – 10.
- Smil, V., 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *AnnuRev Energy Environ* 25, 53–88.

Conciliare sicurezza alimentare e impatti ambientali: Water Footprint di scenari di produzione agricola nella Striscia di Gaza

Autori: Francesca Recanati^{1,2}, Paco Melià¹, Giovanni Dotelli², Andrea Castelletti¹

¹Dipartimento di Elettronica, Informazione e Bioingegneria,
Politecnico di Milano, Via Ponzio 34/5, 20133 Milano

²Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G. Natta",
Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano
francesca.recanati@mail.polimi.it

Abstract

Il presente studio analizza gli impatti ambientali e, in particolare, l'impronta idrica della produzione agricola su piccola scala nella Striscia di Gaza, area in cui le risorse naturali sono scarse, la densità demografica è molto elevata e buona parte della popolazione soffre di insicurezza alimentare. L'analisi confronta in una prospettiva di ciclo di vita una serie di scenari di rotazione colturale in termini di Water Footprint e di impatto ambientale, valutato mediante il metodo ReCiPe. I risultati mostrano discordanze tra gli ordinamenti dei diversi scenari ottenuti mediante le due metodologie. Viene, inoltre, valutata l'opportunità di affiancare alla produzione agricola l'acquacoltura basata sull'utilizzo dei bacini di accumulo dell'acqua piovana allo scopo di migliorare l'approvvigionamento proteico della popolazione. Risultati preliminari suggeriscono che tale attività non sia una soluzione efficiente in termini di consumi idrici, a causa degli elevati tassi di evaporazione.

1. Introduzione

La Striscia di Gaza presenta condizioni critiche sia in termini di sostenibilità ambientale che di sicurezza alimentare. Secondo la FAO, infatti, la popolazione rurale è esposta a livelli di insicurezza alimentare più alti della media mondiale (75% rispetto a un livello medio pari al 52%; FAO, 2012). È inoltre estremamente improbabile che i *Millennium Development Goals* relativi all'eradicazione della povertà estrema e della fame e alla sostenibilità ambientale possano essere effettivamente raggiunti nei Territori Palestinesi occupati entro il 2015 (Palestinian National Authority, 2010; UN & League of Arab States 2013).

In particolare, la popolazione maggiormente soggetta a tali criticità è quella rurale. Poiché l'agricoltura ha un ruolo fondamentale nell'economia palestinese, molte organizzazioni internazionali (governative e non) collaborano con partner locali con l'obiettivo di migliorare le condizioni di vita della popolazione, cercando allo stesso tempo di sfruttare in modo sostenibile le risorse ambientali (soprattutto quelle idriche) e di garantire un ritorno economico.

Proprio dalla collaborazione con un'organizzazione non governativa italiana, Overseas, è nata l'idea di questo studio: tale organizzazione è coinvolta in un progetto finalizzato a valutare i benefici di introdurre l'acquacoltura in alcune aziende agricole, sfruttando le vasche di raccolta dell'acqua piovana utilizzate per l'irrigazione, ed è quindi interessata ad analizzare i risultati di questo investimento sia in termini di approvvigionamento alimentare che di risparmio idrico. Da tale interesse scaturisce questo lavoro, che si propone di effettuare un'analisi preliminare dei consumi di risorse naturali (in particolare di acqua) per la produzione di cibo nella Striscia di Gaza, e dei conseguenti impatti ambientali.

L'obiettivo principale di questo lavoro è di valutare scenari realistici di produzione agricola già esistenti nella Striscia di Gaza, sia in termini di Water Footprint, che in termini di impatti ambientali in una prospettiva più ampia.

La problematica della sicurezza alimentare viene considerata, attraverso un'analisi preliminare, confrontando gli impatti ambientali di prodotti ad alto contenuto proteico (sia ani-

mali, sia vegetali) producibili localmente. Il confronto viene effettuato in termini di efficienza di uso della risorsa idrica.

2. Metodologia

Il caso di studio analizzato nel presente lavoro si focalizza sull'azienda agricola 'media' della Striscia di Gaza. L'analisi è stata svolta integrando diverse metodologie. In particolare:

- calcolo della Water Footprint, ovvero dei consumi d'acqua, per diversi scenari di rotazione delle colture applicabili al caso di studio e per ciascuno dei relativi prodotti; la Water Footprint è stata calcolata sia in modo aggregato, sia disaggregata nei suoi tre contributi blu (consumo di acqua superficiale e sotterranea), verde (consumo di acqua piovana) e grigio (volume di acqua necessario a diluire gli scarichi inquinanti; Hoekstra et al., 2011),
- analisi LCA degli scenari considerati attraverso il metodo di caratterizzazione ReCiPe H/H (Goedkoop et al., 2009), in cui è stato integrato l'indicatore di Water Footprint a livello mid-point andando a sostituire l'indicatore 'water depletion' che tiene conto soltanto del contributo di acqua blu; il software utilizzato è SimaPRO 7.3.3 (Pré, 2013).
- quantificazione della produzione annuale di proteine ottenibile dai prodotti ad alto contenuto proteico (>10%; FAO, 1953) prodotti nei diversi scenari analizzati, per avere una prima valutazione dell'efficienza di produzione proteica in termini di consumi di risorsa idrica: a parità di proteine prodotte, la Water Footprint relativa a ciascun prodotto viene valutata sia come valore aggregato, sia in termini di prelievi idrici. Questi ultimi sono dati dal solo contributo di acqua blu (prelevato dall'acquifero costale della Striscia di Gaza) diretto, ovvero dovuto ai soli processi agricoli analizzati, escludendo tutti i processi di produzione che avvengono a monte degli stessi (p.es. la produzione di fertilizzanti).

L'unità funzionale dell'analisi è rappresentata dalla quantità complessiva di cibo (vegetale + animale) prodotta annualmente da un'azienda agricola media nella Striscia di Gaza: la produzione annua associata a ogni scenario analizzato è stimata tramite i tassi di produttività di ciascuna coltura considerata ($\text{kg/m}^2/\text{anno}$) per quanto riguarda la produzione vegetale, mentre per quanto riguarda la produzione animale si sono quantificate le produzioni annuali di carne, uova e pesce (kg/anno). I flussi di riferimento, relativi sia ai prodotti in input che a quelli in output al sistema, sono riferiti quindi all'orizzonte temporale di un anno.

All'interno dei confini del sistema sono stati inclusi i processi di upstream, come la produzione di fertilizzanti, pesticidi e mangimi per animali, le fasi di trasporto dei prodotti di input (dalla sede produttiva all'azienda agricola), e i processi agricoli che avvengono all'interno dell'azienda stessa. Sono escluse, invece, le fasi successive di trasporto dei prodotti agricoli ai centri di distribuzione o di vendita, nonché le fasi d'uso e di smaltimento.

2.1. Sistemi agricoli analizzati

L'azienda agricola media della Striscia di Gaza presenta un'estensione di circa 9000 m^2 (PCBS, 2010), 3 vasche per l'irrigazione (50 m^2) in cui è introdotta l'acquacoltura (circa 400 pesci per vasca), 15 galline, 7 pecore e un'area utilizzata per la coltivazione di circa 8500 m^2 .

Nell'analisi vengono valutati 5 possibili sistemi di rotazione delle colture già applicati nella Striscia di Gaza: il sistema A (pomodori per 8 mesi e cetrioli per 4 mesi) è l'unico a presentare colture in serra e a non prevedere un periodo di riposo del suolo; B (melanzane per 5 mesi e piselli per 4) è caratterizzato da due sole colture e 3 mesi di riposo del suolo; C (pi-

selli per 3 mesi, peperoni per 4 e cavolo per 4) è basato su una rotazione di 3 colture e un mese di riposo; D (piselli per 3 mesi, peperoni per 4 e cavolfiore per 4) prevede l'alternanza di 3 colture e un mese di riposo come C; infine, E condivide le tempistiche e gli ortaggi del sistema C, ad eccezione dei piselli, che vengono sostituiti dalle lenticchie.

Per quanto riguarda i dati utilizzati, alcuni di essi sono dati primari forniti da agronomi che lavorano nella Striscia di Gaza e collaborano con Overseas: in particolare, le quantità e le distanze di trasporto relative a fertilizzanti, pesticidi, sementi, mangimi animali, quantità d'acqua necessaria all'irrigazione (pompata dall'acquifero), produttività di ciascuna coltura considerata e dati meteorologici (precipitazioni e temperatura). Per quanto riguarda i processi di produzione dei prodotti sopracitati, sono stati utilizzati i dati presenti nel database Ecoinvent 2.2 (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010), mentre il database AQUA-STAT (FAO, 2013) è stato utilizzato per raccogliere le informazioni relative alla produttività dell'allevamento su terra (produzione di carne) e al relativo fabbisogno di spazio. Anche i dati di contenuto proteico dei diversi prodotti animali sono stati raccolti da fonti FAO (FAO, 1953).

3. Risultati

3.1. Water Footprint

Vista la criticità della questione idrica nella Striscia di Gaza (PHG, 2008), la prima analisi effettuata è stata la valutazione della Water Footprint dei diversi scenari di rotazione colturale.

La Figura 1 mostra gli impatti dei diversi sistemi agricoli considerati.

Il valore totale di Water Footprint è ottenuto come somma dei tre contributi di impronta blu, verde e grigia (sia diretti che indiretti). Il grafico mostra che il sistema E, che prevede la coltivazione a cielo aperto di 3 colture (lenticchie + peperoni + cavolo), tra cui una (le lenticchie) che non necessita di fertilizzazione, è caratterizzata dal minor valore di Water Footprint totale insieme al sistema A, basato su una rotazione di due colture (pomodori + cetrioli) sotto serra. Se si considera, invece, il solo contributo blu, che è rappresentato dai prelievi di acqua dalle risorse idriche sotterranee, il sistema A risulta, invece, fortemente impattante, secondo soltanto al sistema D (piselli + peperoni + cavolfiore), che presenta i massimi valori di Water Footprint sia in termini di impronta totale sia in termini di impronta blu a causa dell'elevato impiego complessivo di fertilizzanti e pesticidi.

Le differenze tra gli impatti relativi ai diversi scenari stimati mediante il valore di Water Footprint totale o la sola impronta blu sono essenzialmente dovute al fatto che le colture in serra non utilizzano acqua piovana e dal fatto che l'utilizzo complessivo di fertilizzanti nello scenario A è relativamente basso, se comparato a quello degli altri sistemi analizzati (ad eccezione del sistema E).

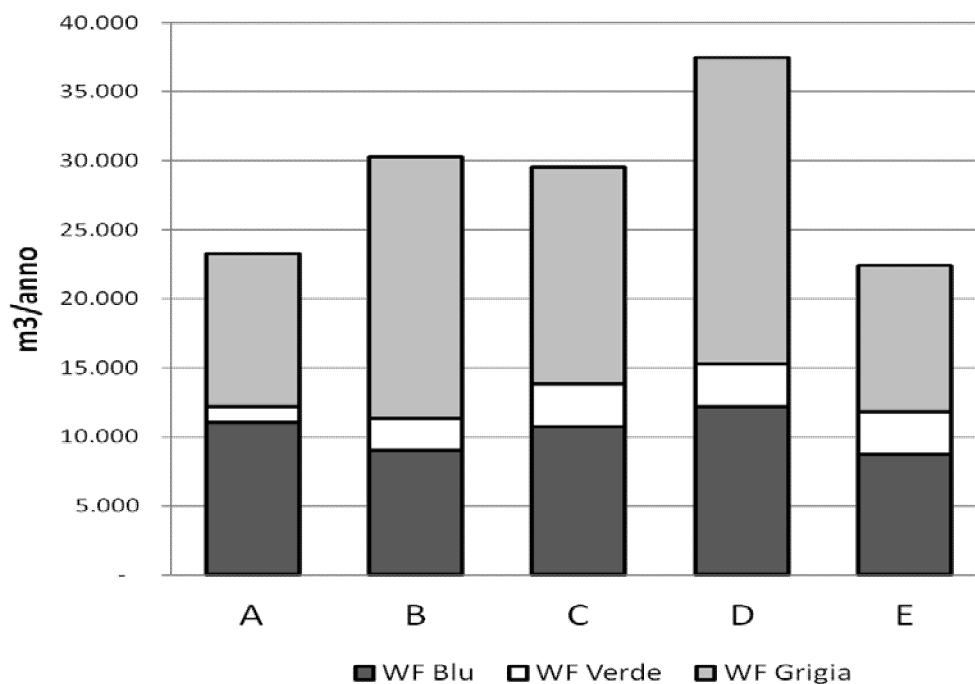


Figura 1: Confronto tra le alternative in termini di Water Footprint

3.2. LCA

Attraverso l'analisi LCA, il confronto tra gli impatti ambientali dei diversi scenari di rotazione assume una prospettiva più ampia, in quanto vengono valutate diverse categorie di impatto. Gli indicatori valutati sono quelli previsti dal metodo di caratterizzazione ReCiPe H/H. In questa analisi, tuttavia, si è deciso di sostituire l'indicatore 'water depletion' con la Water Footprint totale, comprensiva quindi dei contributi sia diretti che indiretti, già utilizzata nell'analisi illustrata nel paragrafo precedente.

Dai risultati, mostrati in Figura 2, emerge che il sistema A (pomodori + cetrioli in serra) è caratterizzato dai maggiori valori di impatto per quasi tutte le categorie analizzate: ciò è principalmente dovuto all'elevato tasso di applicazione di pesticidi per pomodori e cetrioli e all'elevata intensità di sfruttamento del suolo.

Invece, gli indicatori di impatto relativi al sistema B, che prevede la coltura di piselli e melanzane a cielo aperto, risultano i più bassi: ciò è principalmente dovuto al fatto che il sistema in questione è meno intensivo rispetto agli altri sistemi considerati, in quanto prevede due sole colture all'anno (invece che tre) intervallate da un periodo di riposo del suolo agricolo maggiore rispetto agli altri sistemi considerati: 3 mesi invece che 1 (per le altre coltivazioni a cielo aperto) o 0 (nel caso delle coltivazioni sotto serra). Inoltre, i piselli, essendo legumi, necessitano di un esiguo tasso di fertilizzazione.

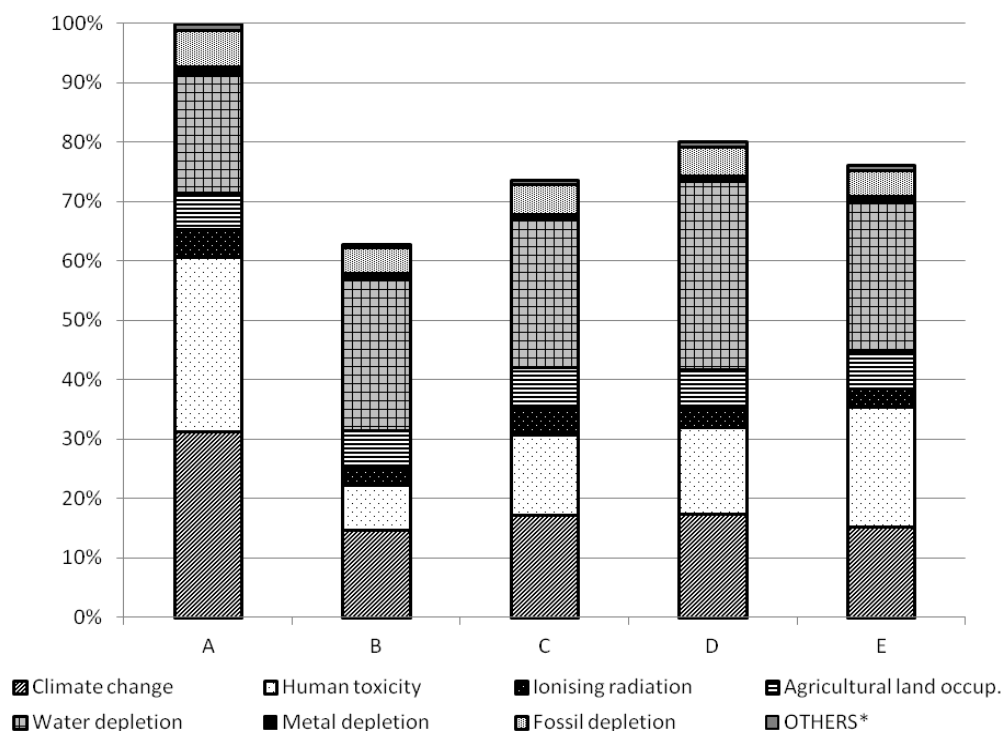


Figura 2: Impatto relativo (misurato mediante il metodo ReCiPe H/H a livello mid-point) dei diversi scenari di rotazione colturale considerati. Si sono calcolati i valori percentuali di ciascun indicatore di impatto sul totale dell'impatto (somma dei diversi indicatori) relativo a ciascuno scenario; in secondo luogo, i valori ottenuti sono stati pesati utilizzando il valore percentuale relativo a ciascuno scenario in rapporto al valore massimo di impatto totale (relativo all'alternativa A). La categoria 'OTHERS' include ulteriori indicatori considerati dal metodo ReCiPe che risultano meno importanti in questo studio

3.3. Water Footprint e apporto proteico

Come spiegato nell'introduzione, insieme alla questione idrica, il problema dell'insicurezza e della sovranità alimentare è una delle maggiori criticità nella Striscia di Gaza. In questo paragrafo, i valori di impronta idrica precedentemente presentati, sono associati a valori di produzione di proteine.

La Figura 3 mostra la Water Footprint dei prodotti animali e vegetali con contenuto proteico superiore al 10%. Di questi, viene valutato l'impatto in termini di Water Footprint a parità di quantità di proteine prodotte (1 kg). Se si considera il valore di Water Footprint totale (barre in grigio chiaro), si può osservare che i prodotti delle attività di allevamento e acquacoltura presentano valori di impatto più elevati, a parità di quantità di proteine, rispetto ai vegetali: per quanto riguarda la carne ovina, che presenta il valore massimo, la causa principale è il contributo di acqua verde (cioè piovana) dovuto alle precipitazioni sul area del pascolo sul quale gli animali brucano; per il pollame, l'utilizzo di mangimi concentrati è la causa di impatto maggiore, mentre per i pesci, oltre ai mangimi concentrati, l'altro contributo importante è rappresentato dal volume di acqua evaporato dalla vasca in cui viene svolta l'attività di acquacoltura.

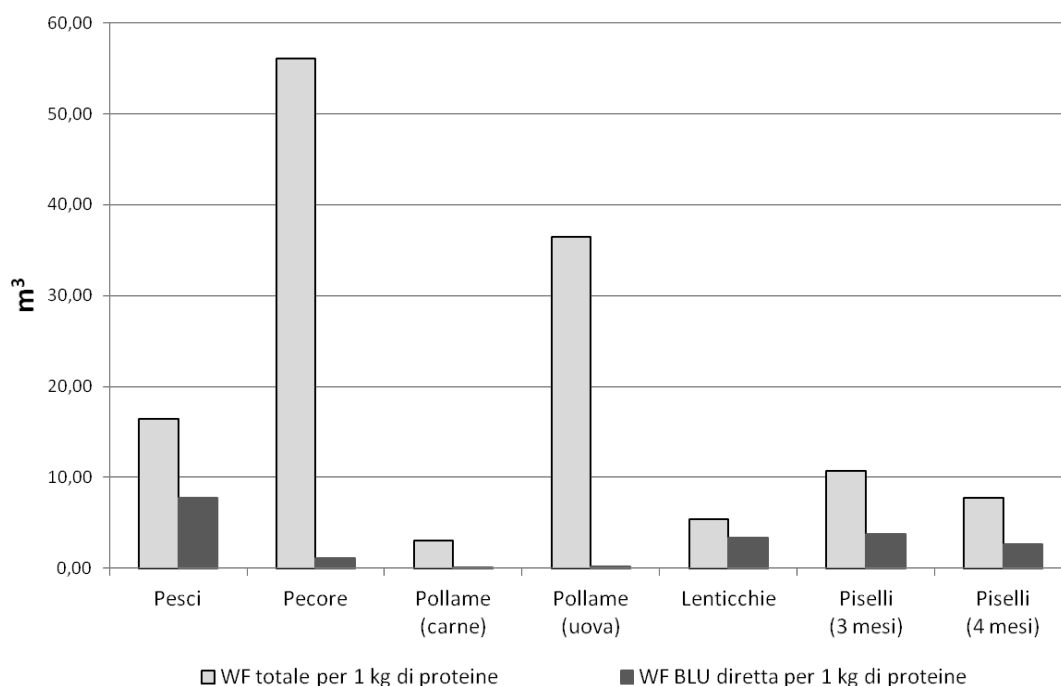


Figura 3: Confronto tra i prodotti ad alto contenuto proteico (>10%) ottenuti dai sistemi agricoli analizzati in termini di impronta idrica (m³), sia totale, che blu diretta, a parità di proteine prodotte (1 kg)

Proprio a causa di quest'ultimo contributo, l'acquacoltura presenta il massimo valore di Water Footprint blu diretta (barre in grigio scuro): ciò è dovuto all'elevato tasso di evaporazione che si realizza alle elevate temperature che caratterizzano l'area geografica della Striscia di Gaza. L'acqua evaporata dalle vasche utilizzate per l'acquacoltura dev'essere, infatti, reintegrata per il mantenimento di un livello minimo che permetta la vita dei pesci. L'acqua necessaria viene quindi pompata dall'acquifero, soprattutto durante i mesi estivi in cui non si hanno precipitazioni, incrementando il valore di Water Footprint blu.

Ad eccezione dell'acquacoltura, se si considerano i soli impatti in termini di Water Footprint blu, si può affermare che i prodotti agricoli vegetali hanno un impatto più elevato a causa dei processi di irrigazione, che sfruttano la risorsa idrica dell'acquifero costale.

4. Conclusioni

Dal confronto tra i diversi scenari di rotazione colturale si nota che lo scenario D (piselli + peperoni + cavolfiori) è il peggiore in termini di Water Footprint, mentre lo scenario E (lenticchie + peperoni + cavolo) è il migliore sia in termini di Water Footprint totale, sia in termini di prelievi idrici dall'acquifero. Allargando la prospettiva dell'analisi ambientale attraverso l'analisi LCA, si osserva che l'alternativa A (pomodori + cetrioli in serra) risulta la peggiore per la maggior parte degli indicatori valutati col metodo ReCiPe H/H, mentre lo scenario B (melanzane + piselli), che è meno intensivo degli altri, risulta il migliore.

I risultati evidenziano, inoltre, che l'ordinamento degli scenari risulta differente a seconda che come indicatore di impatto si utilizzi la Water Footprint complessiva, la sola componente di acqua blu, o l'insieme di indicatori ReCiPe. Le differenze di valutazione sono particolarmente evidenti per il sistema che prevede la produzione in serra (A).

Dal punto di vista metodologico, in attesa della pubblicazione della normativa ISO 14046 relativa alla Water Footprint, risulta critica l'integrazione della Water Footprint nel metodo ReCiPe. Infatti, l'indicatore 'water depletion', che fa parte del set di indicatori considerati nel metodo, tiene conto soltanto del contributo di acqua blu prelevata da diverse fonti quali ad esempio laghi, fiumi, oceani e sottosuolo.

Tuttavia, la sua sostituzione con la Water Footprint totale (comprensiva quindi dei contributi blu, verde e grigio) potrebbe essere causa di doppi conteggi. Infatti, essendo l'impronta di acqua grigia un indicatore di impatto sulla qualità dell'acqua, gli effetti da essa conteggiati potrebbero essere già rappresentati almeno in parte da altre componenti di impatto sulla qualità idrica considerate nel metodo.

Per quanto riguarda la valutazione dell'introduzione dell'acquacoltura, visti i risultati relativi alla Water Footprint totale e alla sola componente blu diretta, associati alla produzione di 1 kg di proteine, questa non sembra essere un investimento conveniente in un clima semiarido come quello della Striscia di Gaza, a causa dell'elevata evaporazione: l'introduzione di meccanismi di riduzione dei volumi d'acqua evaporati, come ad esempio l'uso di coperture, potrebbe migliorarne le prestazioni.

I risultati preliminari ottenuti in questo studio mettono infine in luce la necessità di una valutazione a un livello di dettaglio maggiore, predisponendo, attraverso un'opportuna campagna di raccolta dati, la costruzione di un modello più dettagliato e completo del sistema agricolo e di approvvigionamento alimentare nella Striscia di Gaza. Le criticità ambientali attuali, unite ai possibili scenari di evoluzione futura, richiedono inoltre l'ideazione e la valutazione di strategie di adattamento in grado di fronteggiare l'effetto del cambiamento climatico, l'evoluzione demografica e le dinamiche socio-politiche (che possono, ad esempio, influenzare pesantemente la possibilità di scambi commerciali con l'estero). In questo senso risulterà fondamentale analizzare il problema in una prospettiva multi-obiettivo, che consenta di quantificare opportunamente sia gli aspetti ambientali sia quelli sociali e economici.

5. Bibliografia

- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011) The water footprint assessment manual: Setting the global standard. Earthscan, UK
- FAO (1953) Food composition table for international use.
- FAO (2012). The FAO component of the consolidated appeals 2012: West Bank and Gaza Strip. Url: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/emergencies/docs/CAP_2012_WBGS.pdf
- FAO (2013) AQUASTAT. Url: www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm
- Swiss Centre for Life Cycle Inventories (2010) Ecoinvent database v2.2. Url: www.ecoinvent.org
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2009) ReCiPe 2008
- Palestinian National Authority (2010) Millennium Development Goals. Progress Report. August 2010
- PCBS (2010) PCBS reports. 2010. Url: www.pcbs.gov.ps
- PHG (2008) Water for Life: Water, Sanitation and Hygiene monitoring program 2007/2008
- Pré (2013) SimaPro. Url: www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software.
- UN, League of Arab States (2013) The Arab Millennium Development Goals Report. Facing Challenges and Looking Beyond 2015.

Impatto ambientale delle operazioni agricole di campo: effetto della scelta della macchina operatrice e delle condizioni pedologiche

Jacopo Bacenetti¹, Alessandra Fusi¹, Marco Fiala¹

¹Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali – Produzione, Territorio, Agroenergia
Università degli Studi di Milano
Via G. Celoria 2, Milano, 20133
Email Coordinatore: marco.fiala@unimi.it

Abstract

In un contesto agricolo come quello italiano, caratterizzato dalla molteplicità di areali di coltivazione, contraddistinti da situazioni pedoclimatiche e operative differenti, l'utilizzo di dati secondari non sempre permette un'accurata valutazione dell'impatto ambientale del processo. In questo contributo viene posta l'attenzione sull'impatto ambientale delle operazioni agricole di campo (nel dettaglio l'aratura) evidenziando come le condizioni pedologiche e/o la scelta della macchina operatrice siano in grado di indurre considerevoli variazioni nei risultati.

1. Introduzione

La valutazione dell'impatto ambientale associato alle produzioni agricole è sempre più diffusa ed è uno strumento sempre più utilizzato sia per l'identificazione dei processi che, all'interno della filiera studiata, hanno il maggior impatto, sia per la definizione di strategie per la riduzione degli effetti negativi.

L'applicazione al settore agricolo della metodologia LCA pone alcuni problemi soprattutto per quanto riguarda la raccolta dei dati che è frequentemente dispendiosa sia economicamente che in termini di tempo. L'utilizzo di dati secondari, derivanti cioè da database o stimati attraverso modelli, è la soluzione cui si ricorre più spesso. Per quanto riguarda le operazioni agricole di campo i principali database utilizzati per studi LCA (es. Ecoinvent, USA Input Output database, LCA Food DK ecc.) comprendono solo alcuni specifici processi.

Se da un lato l'impiego di tali processi semplifica la costruzione dell'inventario, dall'altro pone alcune problematiche:

- solo le principali operazioni agricole di campo sono presenti mentre altre che, nelle condizioni italiane, sono da considerare ordinarie (es. insilamento, irrigazione a goccia ecc.) mancano;
- per le operazioni presenti è considerata solo la possibilità di eseguire la lavorazione con poche (spesso solo con una) tipologia di macchina operatrice. Nel caso dell'aratura, ad esempio, il database Ecoinvent considera l'esecuzione della lavorazione primaria con aratro a versoio non riportando informazione alcuna per gli aratri fenestrati e a losanga (in grado, come è noto, di ridurre sensibilmente la forza di trazione necessaria per l'aratura e, quindi, i consumi di gasolio).

L'utente, in assenza di dati primari relativamente alle operazioni di campo, è spesso costretto ad "adattarsi" e scegliere dal database il processo che più si adatta a quello effettivamente realizzato nella filiera analizzata. Ciò può portare a risultati attendibili solo se le condizioni considerate per il processo riportato nel database sono molto simili a quelle del caso studio. Nella maggior parte dei casi, purtroppo, non è così e l'affidabilità dei risultati ottenuti è dubbia.

Tale problema è serio soprattutto per l'agricoltura italiana che è caratterizzata da una molteplicità di areali di coltivazione ognuno dei quali caratterizzato da condizioni pedoclimatiche (tessitura del suolo, pH, temperatura, contenuto idrico del terreno, presenza di scheletro ecc.) e operative (forma e dimensione dei campi, pendenze ecc.) fortemente variabili.

In questo contributo, limitatamente all'operazione di lavorazione principale del terreno (aratura), è stata analizzata la variazione dell'impatto ambientale dovuta sia all'utilizzo di diverse soluzioni tecniche, sia all'esecuzione in condizioni pedologiche variabili.

2. Materiali e metodi

2.1. Scopo dello studio e unità funzionale

Lo scopo dello studio è la valutazione delle performance ambientali associate a diverse soluzioni tecnologiche per l'esecuzione dell'aratura del terreno e il confronto con l'analogo processo riportato nel database Ecoinvent. A tal fine si considerano 3 diverse tipologie di suolo (sabbioso, di medio impasto e argilloso) e 3 differenti aratri trivomeri reversibili a versoio:

- convenzionale;
- fenestrato;
- a losanga.

L'Unità Funzionale scelta è 1 ha di terreno lavorato.

2.2. Descrizione del sistema analizzato

La lavorazione principale del terreno è, all'interno del ciclo colturale delle principali colture annuali (cereali, barbabietola, proteoleaginose), l'operazione più esigente in termini di potenza trattoristica e, quindi, di consumi di gasolio. A quest'operazione è generalmente associato un impatto ambientale non trascurabile (Nemecek et al., 2011; Gonzalez-Garcia et al., 2012; Bacenetti et al., 2013). Tipicamente, in Pianura Padana, è realizzata utilizzando aratri reversibili a versoio con un numero di vomeri che, generalmente superiore a 2, dipende dalla superficie dominata. Durante l'aratura, l'aratro, attraverso il vomere e il coltro, taglia una "fetta" di suolo avente sezione parallelepipida; a seguito dell'avanzamento, il versoio rovescia la fetta lateralmente di 135°.

Per ridurre la forza di trazione necessaria (e, quindi, la potenza del trattore) sono stati sviluppati versoi fenestrati e versoi a losanga. Nel primo caso la forza di trazione è inferiore perché, rispetto ai versoi tradizionali, la superficie è fessurata e l'attrito con il suolo è minore. Nel secondo caso, invece, il versoio taglia una fetta con sezione romboidale che viene rivoltata di soli 90° per poi cadere, per gravità, fino a raggiungere il rovesciamento di 135°. La resistenza alla lavorazione è ridotta del 10% e del 20% circa, rispettivamente, per gli aratri fenestrati e per quelli a losanga (Pellizzi, 1996; Mazzetto e Lazzari, 2005).

2.3 Inventario

Nel processo di aratura riportato nel database Ecoinvent l'UF è 1 ha e gli input sono: 1,55 kg di trattore, 2,16 kg di aratro, 26,1 kg di gasolio, 0,008 m² di ricorvero. Le emissioni sono calcolate in proporzione al consumo di carburante mentre l'abrasione dei pneumatici in funzione del tempo di utilizzo.

In questo paragrafo, in funzione delle condizioni pedologiche (tessitura del terreno), operative (forma del campo e distanza dal centro aziendale) e meccaniche (tipologia di aratro, accoppiamento con il trattore) in cui si svolge l'aratura vengono ricalcolati gli input e gli output.

La forza di trazione necessaria (F_{TR} , N) per l'aratura dipende da: profondità di aratura (H , cm), larghezza della fetta (b_v , m), numero dei vomeri (n_v , -) e resistenza alla lavorazione (ρ , N/m · cm), secondo la seguente equazione:

$$F_{TR} = \rho \cdot H \cdot b_v \cdot n_v$$

La potenza sviluppata al gancio di traino del trattore (P_{TR} , kW) dipende dalla la velocità di avanzamento (v_a , m/s). La potenza sviluppata dal motore (P_M , kW) dipende dal rendimento globale del trattore (η_g , -) a sua volta funzione del tipo di accoppiamento realizzato e dal coefficiente di riserva della potenza che si intende considerare (k mediamente pari a 0,10-0,20):

$$P_{TR} = (F_{TR} \cdot v_a)$$

$$P_M = P_{TR} / \eta_g$$

$$P_{NOM} = P_M \cdot (1+k)$$

I consumi di carburante dipendono dal carico a cui è sottoposto il motore (C_M , %, rapporto tra P_M e P_{NOM}), dal consumo specifico (C_S , g/kWh) e dalla P_M . Ogni trattore è caratterizzato da un consumo specifico minimo ($C_{S_{min}}$, g/kWh) a cui corrisponde un carico motore, detto $C_{M_{min}}$, che solitamente è nell'ordine dell'80-85%. Più il trattore opera a C_M diverso da $C_{M_{min}}$, più il C_S aumenta. In questo studio per i trattori si considera un $C_{S_{min}} = 220$ g/kWh (Mazzetto, 2005).

Un corretto dimensionamento dei trattori accoppiati ai diversi aratri comporta, durante l'aratura, C_M prossimi a $C_{M_{min}}$ e, quindi, anche C_S tendenti al $C_{S_{min}}$. Tuttavia, oltre a possibili sovradimensionamenti della P_{NOM} , vi è da considerare che, durante i tempi accessori (trasferimenti, pause, svolte ecc.), la P_M si riduce notevolmente, il C_M è distante da $C_{M_{min}}$ e, quindi, il C_S aumenta.

Ipotizzando, durante i tempi accessori $C_M = 30\%$, si ottengono C_S elevati (440 g/kWh).

Per il dimensionamento del trattore mediante il quale eseguire l'operazione si sono considerate le seguenti grandezze operative:

- profondità di lavoro è di 35 cm (valore tipico per la coltivazione di cereali primaverili-estivi come il mais) ,
- velocità di avanzamento pari a 6 km/h,
- un coefficiente di riserva della potenza $k = 0,20$,
- lo zavorramento del trattore per ottenere l'aderenza necessaria.

Essendo H , b_v , n_v , v_a e η_g considerati costanti, la variazione della potenza sviluppata al gancio (P_{TR}) nei diversi casi dipende unicamente dalla resistenza alla lavorazione.

La capacità di lavoro operativa nelle diverse soluzioni è di 0,59 ha/h che corrisponde a un tempo di lavoro di 1,70 h/ha di cui 1,25 h/ha di effettiva aratura e 0,35 h/ha di tempi accessori (0,3 h/ha di svolte e 0,05 h/ha per il trasferimento tra il centro aziendale e l'appezzamento lavorato considerando una distanza di 0,5 km).

Informazioni tecniche degli aratri utilizzati e sulle diverse condizioni pedologiche sono riportate in Tabella 1. Le informazioni relative alle diverse tipologie di aratri derivano da un'indagine svolta presso un'azienda produttrice (Kuhn Italia srl) mentre quelle riguardanti la resistenza alla lavorazione sono tratte da bibliografia (Pellizzi, 1996).

		Unità di misura	Tipologia di aratro		
Parametro		-	Versoio	Fenestrato	Losanga
Resistenza alla lavorazione	ρ	N/(cm·m)	650	580	520
Massa aratro	M	kg	950	900	950

Tabella 1: Parametri tecnici per i diversi aratri utilizzati

Per il calcolo degli input relativi all'impiego delle macchine utilizzate per i trattori è stato considerata una vita utile (V_u , anni) di 12 anni con un impiego annuo (H_A , h/anno) di 700 ore/anno mentre per gli aratri $V_u = 12$ anni e $H_A = 167$ h/anno.

In Tabella 2, sono riportati i principali inputs per le diverse situazioni. Tali valori sono considerevolmente diversi da quelli di Ecoinvent. In particolare, i consumi di gasolio sono fortemente variabili in funzione del terreno e del tipo di aratro impiegato, variando da 15,3 kg/ha per arature con aratro a losanga su suoli sabbiosi a 57,3 kg/ha con aratri a versoio su suoli argillosi.

Suolo	Aratro		Trattore			
	Tipo	M_{CONS}^*	Potenza	Massa	M_{CONS}^*	Consumo gasolio
	-	kg/ha	kW	kg	kg/ha	kg/ha
Sabbioso	versoio	0,81	53	2950	0,74	19,1
	fenestrato	0,76	47	2620	0,66	17,0
	losanga	0,81	42	2355	0,59	15,3
Medio impasto	versoio	0,81	85	4780	1,20	31,1
	fenestrato	0,76	76	4260	1,07	27,6
	losanga	0,81	68	3825	0,96	24,9
Argilloso	versoio	0,81	158	8830	2,21	57,3
	fenestrato	0,76	140	7860	1,97	51,0
	losanga	0,81	126	7060	1,77	45,9

* M_{CONS} = massa del trattore (o dell'aratro) consumata durante l'operazione di aratura calcolata come

$$M_{CONS} = M/(H_A \cdot V_u).$$

Tabella 2: Principali input nelle diverse situazioni poste a confronto

2.3 Valutazione dell'impatto ambientale

La valutazione della performance ambientale è effettuata attraverso il metodo CML 2000 (Guinée et al., 2002). Le categorie di impatto valutate sono: Riscaldamento Globale (GWP), Acidificazione Potenziale (AP), Eutrofizzazione Potenziale (EP) e Riduzione delle Risorse Abiotiche (ADP) (Frischknecht et al., 2007). Tali categorie di impatto sono quelle più comunemente valutate nel caso di studi LCA di sistemi agricoli (Nemecek et al., 2011; Uchida e Hayashi, 2012; Castaneira e Freire, 2013; Lijo et al., 2014). L'elaborazione dei dati è stata eseguita utilizzando il software Simapro (versione 8.0.1) (Goedkoop et al., 2008).

3. Risultati

In Tabella 3 è riportato l'impatto ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche nei tre diversi tipi di terreno.

Categoria d'impatto	Unità	Fenestrato			Losanga			Versoio		
		Argilloso	Medio im-pasto	Sabbioso	Argilloso	Medio im-pasto	Sabbioso	Argilloso	Medio im-pasto	Sabbioso
ADP	kgSbeq	1,178	0,654	0,415	1,064	0,592	0,379	1,321	0,732	0,464
AP	kgSO ₂ eq	1,189	0,652	0,408	1,071	0,589	0,370	1,334	0,731	0,457
EP	kgPO ₄ eq	0,289	0,161	0,102	0,261	0,146	0,093	0,324	0,180	0,114
GWP	kgCO ₂ eq	179,9	99,8	63,4	162,5	90,4	57,7	201,7	111,7	70,8

Tabella 3: Impatto ambientale per le diverse soluzioni tecnologiche

In Figura 1 i risultati ottenuti sono confrontati con l'analogo processo presente nel database Ecoinvent e relativo alle condizioni svizzere (Nemecek et al., 2007).

È possibile osservare come, pur in presenza delle medesime condizioni operative (forma dell'appezzamento, distanza dal centro aziendale, tempi di lavoro), l'impatto ambientale della lavorazione principale del suolo, per le categorie di impatto considerate, vari notevolmente in funzione:

- i) delle condizioni pedologiche, aumentando al passare da suoli sciolti a suoli più tenaci; più nel dettaglio nei suoli sabbiosi l'impatto ambientale è circa il 35% di quello in un suolo argilloso;
- ii) della tipologia di aratro, riducendosi qualora vengano utilizzate soluzioni in grado di ridurre la forza di trazione necessaria. Mediamente l'aratro fenestrato riduce il carico ambientale del 10-11% mentre quello a losanga del 20%.

Rispetto al processo presente nel Database Ecoinvent (posto pari al 100% in Figura 1) le differenze sono evidenti:

- i) l'aratura con aratro a versoio in suolo argilloso ha un impatto ambientale pari al 170;
- ii) nel caso di aratro a losanga su suolo sabbioso invece è circa il 50%.

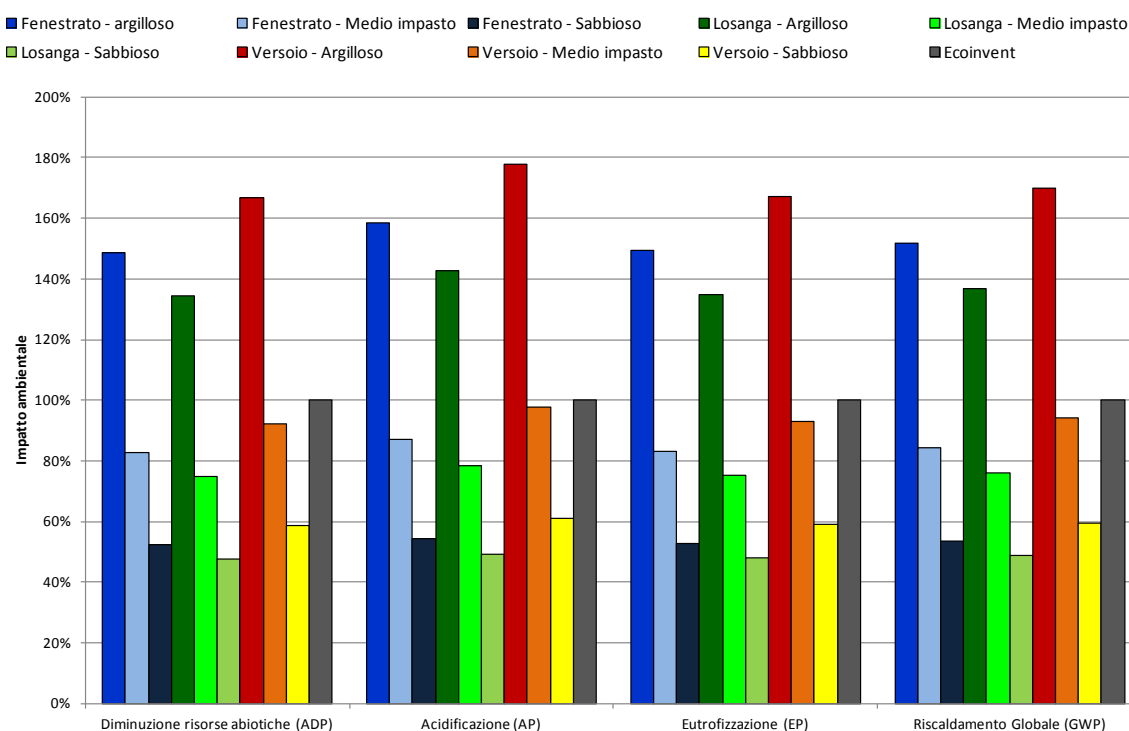


Figura 1: Confronto tre le diverse soluzioni studiate

In generale, l'impatto ambientale associato al processo di aratura presente nel database Ecoinvent risulta sempre sovrastimato nel caso di suoli non argillosi; tale sovrastima è minore su suoli di medio impasto (2-8%, 13-17% e 22-25% rispettivamente con aratro a versoio, fenestrato e a losanga) mentre è considerevole nel caso di suoli sabbiosi (39-41%, 46-48% e 51-52% rispettivamente con aratro a versoio, fenestrato e a losanga).

4. Conclusioni

L'analisi condotta, relativamente alla lavorazione principale del terreno, ha evidenziato come la scelta di differenti soluzioni tecnologiche per l'esecuzione dell'aratura possa influenzare considerevolmente l'impatto ambientale di quest'operazione. I risultati ottenuti mostrano anche come, a parità di macchina operatrice utilizzata, altresì le condizioni pedologiche abbiano un effetto ragguardevole sulla variazione dell'impatto ambientale. Pertanto, l'utilizzo acritico di dati secondari provenienti dai principali database utilizzati per studi LCA può condurre a risultati errati. Nel caso specifico, tra i 9 casi studiati solo l'aratura in suoli di medio impasto con aratro a versoio ha un impatto ambientale simile a quello dell'analogo processo riportato in Ecoinvent.

In conclusione è possibile affermare che, ai fini dell'ottenimento di studi di LCA affidabili, soprattutto per un contesto agricolo come quello italiano caratterizzato da una molteplicità di colture attuate in areali contraddistinti da condizioni pedoclimatiche altamente variabili, risulta fondamentale ricorrere il più possibile a dati sitospecifici per la costruzione dell'inventario. Oltre a ciò, la realizzazione di un Inventario Nazionale delle Emissioni per le principali operazioni agricole di campo appare un utile strumento in grado di migliorare l'accuratezza degli studi LCA, in particolare di quelli cui la fase di campo rappresenta un'importante parte dell'intero ciclo produttivo.

5. Bibliografia

- Bacenetti J., Fusi A., Guidetti R., Fiala M. 2013. Life Cycle Assessment of maize cultivation for biogas production. X Conference of Italian Society of Agricultural Engineering "Horizons in agricultural, forestry and biosystems engineering" Viterbo, 8-12 September 2013.
- Castanheira, E.,G., Freire F., 2013. Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *J. Clean. Prod.* 54, 49-60.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hischier, R., Hellweg, S., Humbert, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T. 2007 Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007
- Goedkoop, M., de Schryver, A., Oele, M. 2008. Introduction to LCA with SimaPro 7. PRé Consultants, the Netherlands.
- González-García, S., Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., Arroja, L., 2012. Comparative environmental performance of three different annual energy crops for biogas production in Northern Italy. *J. Clean. Prod.* 43, 71-83.
- Guinée J.B., Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., Koning A. et al. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (2002), p. 692
- Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., Lema, J.M., Moreira, M.T., 2014a. Life Cycle Assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. *Renewable Energy* Doi: 10.1016/j.renene.2014.03.005.
- Mazzetto F., Lazzari M. 2005 *Prontuario di Meccanica Agraria e Meccanizzazione*. Reda. Edizioni per L'agricoltura
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B., Chervet, A. 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agr. Syst.* 104 (3), 233-245.
- Nemecek, T., Kägi, T., Blaser, S. 2007 Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Ecoinvent report version 2.0. Editors: O. Volume: 15. Swiss Centre for LCI, ART. Dübendorf and Zurich, CH.
- Pellizzi G. 1996 *Meccanica e meccanizzazione Agricola*. Edagricole.
- Uchida, S., Hayashi, K., 2012. Comparative life cycle assessment of improved and conventional cultivation practices for energy crops in Japan. *Biomass Bioenerg.* 36, 302-315.

Applicazioni del metodo LCA per la comparazione delle prestazioni ambientali di tre sistemi di produzione di latte ovino a diversi livelli di input

Autori: Enrico, Vagnoni¹; Antonello, Franca²; Leo, Breedveld³; Claudio, Porqueddu²; Roberto, Ferrara¹; Pierpaolo, Duce¹

¹Istituto di Biometeorologia, Consiglio Nazionale delle Ricerche – CNR IBIMET, Sassari

²Istituto per il Sistema Produzione Animale in Ambiente Mediterraneo, Consiglio Nazionale delle Ricerche – CNR ISPAAM, Sassari

³2B s.r.l. – Mogliano Veneto (TV)
e.vagnoni@ibimet.cnr.it

Abstract

Considerando il processo di “greening” delle filiere agro-alimentari promosso dall’UE, l’analisi delle implicazioni ambientali dei sistemi di allevamento ovino può rappresentare un valido contributo al miglioramento della competitività delle aziende agro-pastorali del Mediterraneo. Il presente lavoro consiste nell’applicazione del metodo LCA al fine di: (i) confrontare gli impatti ambientali della produzione di latte ovino proveniente da tre aziende della Sardegna, caratterizzate da sistemi produttivi a differenti livelli di input, e (ii) identificare gli hotspots per migliorare le prestazioni ambientali di ciascuna azienda. Lo studio, eseguito su due unità funzionali (1 kg latte normalizzato e 1 ha SAU) e impiegando tre metodi di valutazione (IPCC, ReCiPe e Blue Virtual Water) ha consentito un’analisi multiprospettica delle performances ambientali delle tre aziende e delle potenzialità applicative dell’LCA nel settore agro-alimentare.

1. Introduzione

Il comparto ovino della Sardegna rappresenta, storicamente, un settore assolutamente strategico nel quadro socio-economico e ambientale regionale. Di fatto, la Sardegna è tra i maggiori produttori di latte ovino in Europa ed il più importante in Italia (68% della produzione nazionale) (ISTAT, 2012). Gran parte della produzione di latte ovino dell’Isola è trasformata in formaggi (il 58% sono a marchio DOP) (Furesi et al., 2013) destinati ai mercati nazionale e internazionale. Ciononostante, l’intero settore lattiero-caseario ovino della Sardegna sta attraversando una grave e prolungata crisi, con il serio rischio di abbandono delle attività produttive nelle aree marginali.

Tuttavia, considerando il carattere essenzialmente estensivo dei sistemi produttivi ed il forte legame con il territorio e l’ambiente delle produzioni ovine del Mediterraneo, nuove opportunità di riscatto e rilancio potrebbero arrivare dalle nuove misure di sostegno promosse dal processo di *greening* della rinnovata Politica Agricola Comunitaria (PAC). I temi prioritari della PAC, dettati dalla Strategia Europa 2020, sono chiari e inequivocabili: ambiente, cambiamento climatico e innovazione (Frescarelli, 2013).

Pertanto, l’analisi delle implicazioni ambientali dei sistemi produttivi agricoli diventa uno strumento importante per lo sviluppo di strategie mirate ad accrescere la competitività delle aziende agro-alimentari, attraverso: (i) la ristrutturazione/modernizzazione delle aziende, con l’introduzione di tecniche e tecnologie a basso impatto; (ii) l’aumento del valore aggiunto dei prodotti di eccellenza, saldando il vincolo tra prodotti tipici, ambiente e territorio; (iii) la promozione della multifunzionalità dei sistemi agricoli, con l’offerta di servizi ambientali, turistici e sociali legati alla valorizzazione del territorio.

L’approccio metodologico universalmente adottato per valutare con completezza e obiettività le implicazioni ambientali dei sistemi di produzione animale si basa sull’applicazione del metodo *Life Cycle Assessment* (LCA) (De Boer, 2003). In questo campo, la maggior parte della letteratura scientifica è focalizzata sui sistemi di allevamento di bovini da latte (Milani et al., 2011), unanimemente riconosciuti tra i principali responsabili dell’effetto serra

e dei fenomeni di acidificazione ed eutrofizzazione (Cannas et al., 2004; FAO, 2010). Ad oggi, pochi studi riguardano la valutazione ambientale del ciclo di vita del latte di pecora (es.: Michael, 2011).

Muovendo da tali premesse, il presente lavoro consiste nella realizzazione di uno studio LCA finalizzato a: (i) confrontare gli impatti ambientali della produzione di latte ovino proveniente da tre aziende della Sardegna, caratterizzate da sistemi produttivi a differenti livelli di input, e (ii) identificare gli hotspots per migliorare le prestazioni ambientali di ciascuna azienda.

2. Materiali e metodi

2.1. Aziende analizzate

I dati sono stati raccolti in tre aziende ubicate nella provincia di Sassari, in un'area compresa nel triangolo tra Alghero, Porto Torres e Osilo, in cui si concentra un significativo numero di aziende lattiero-casearie ovine. Tali aziende, pur ricadendo in una zona agro-climatica, altimetrica ed orografica omogenea, adottano sistemi produttivi facilmente riconducibili alle principali tipologie produttive diffuse in Sardegna. Le tre aziende differiscono, sostanzialmente, per i) carico animale (numero capi ha^{-1}), ii) superficie delle aree di pascolo (ha) e iii) consumo annuale di alimenti concentrati (t anno^{-1}) (Tabella 1).

Abbiamo definito l'azienda a bassi input – LI (*low input*) quella con il carico animale più basso (1.0 capi ha^{-1}), la più ampia area di pascolo (95 ha) e il più basso consumo di concentrati (1 t anno^{-1}). Viceversa, l'azienda a input elevati – HI (*high input*) è caratterizzata dal più alto indice di carico animale ($5,5 \text{ capi ha}^{-1}$), dall'area di pascolo più piccola (12 ha) e da un consumo annuo di concentrati di circa 200 t. L'azienda MI (*mid input*) presenta caratteristiche intermedie rispetto alle precedenti.

	LI	MI	HI
Superficie Agricola Utilizzabile - SAU (ha)	125	70	67
Capi in produzione (numero)	120	320	370
Carico animale (capi ha^{-1})	1.0	4.6	5.5
Latte prodotto (kg anno^{-1})	25.000	79.655	110.000
Produzione per capo (kg capo^{-1})	208	249	297
Superficie pascolo naturale (ha)	95	52	12
Superficie seminativi (ha)	30*	18	55
Consumo concentrati (t) **	1	121	204
Fertilizzazione azotata (kg N ha^{-1})	0	21	45
Fertilizzazione fosforica ($\text{kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$)	0	72	32
Irrigazione	no	si	no
Sistema di mungitura	Manuale	Meccanica	Meccanica

Tabella 1: Principali caratteristiche dei sistemi produttivi adottati dalle aziende a bassi (LI), medi (MI) ed elevati (HI) input. Dati riferiti all'anno 2011

* Solo il 10% della produzione (granella e fieno) è destinata all'alimentazione del gregge; il resto viene venduto.

** LI produce il 100% dei concentrati in azienda; MI acquista il 100% dei concentrati; HI produce il 24% dei concentrati in azienda.

Le tre aziende adottano differenti strategie di mercato: LI e HI conferiscono il latte alle industrie casearie per la produzione di "Pecorino Romano DOP", mentre MI trasforma in azienda il proprio latte in "Pecorino di Osilo", un formaggio riconosciuto dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali come "Prodotto Tradizionale". Inoltre, MI adotta la tecnica della de-stagionalizzazione dei parti per ottenere una produzione di latte relativamente costante durante tutto l'anno.

2.2. Metodologia LCA

Lo studio LCA è stato realizzato in conformità alle norme ISO 14040-14044 (2006a, b). L'analisi è stata condotta utilizzando due diverse unità funzionali (FU): 1 kg di latte normalizzato rispetto al contenuto di grasso e proteine (FPCM), e 1 ha di SAU. L'utilizzo di due UF permette un'analisi più completa e obiettiva degli impatti ambientali di aziende con diversa tipologia di gestione (Basset-Mens e Van der Werf, 2005). La prima UF (1 kg FPCM) consente di verificare e valutare anche i risultati produttivi ed economici dell'azienda; la seconda (1 ha SAU) permette di considerare il differente grado di sfruttamento del suolo e delle risorse naturali ad esse connesse. Poiché le tre aziende producono, oltre al latte, anche carne e lana, nell'LCA con FU 1 kg FPCM si è effettuata l'allocazione degli impatti in base al valore economico dei prodotti (allocazione economica). Invece, nel caso di co-prodotti provenienti da colture realizzate dalle aziende in esame e destinate all'alimentazione degli animali (ad esempio, granella di orzo e stoppie), si è effettuata un'allocazione di tipo fisico (in base alla massa). Il ciclo di vita è stato valutato "from cradle to gate", includendo nei confini del sistema tutti gli input e gli output che costituiscono il diagramma di flusso della produzione del latte di pecora (Figura 1).

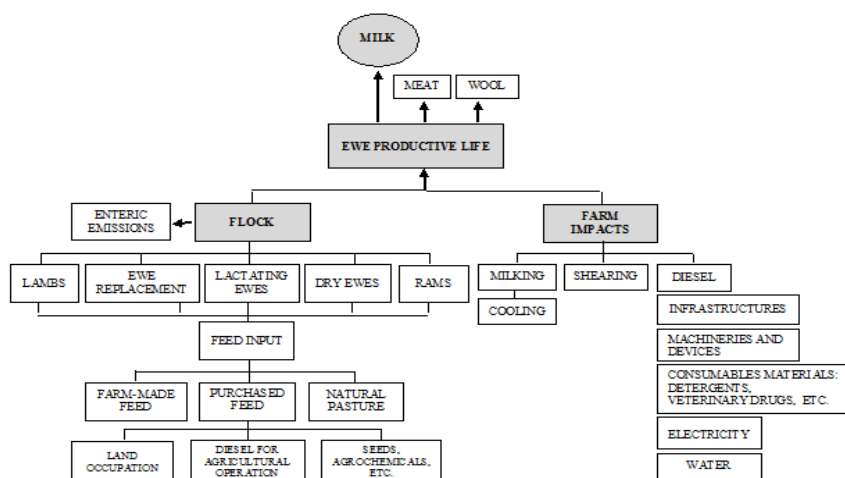


Figura 1: Ciclo di vita del latte di pecora

Il sistema è stato suddiviso in due sottoinsiemi: a) Gregge azienda, e b) Impatti aziendali. Nel primo sottoinsieme sono stati inseriti tutti i processi relativi all'allevamento del gregge, suddiviso a seconda del sesso, dell'età e della fase produttiva di ciascun animale. Tali processi sono: l'uso del suolo agricolo e gli input colturali (aratura, semina, irrigazione, fertilizzazione ecc.) per la produzione dei diversi foraggi; il consumo di erba da pascolo e di alimenti concentrati; la tosatura e la mungitura. Il secondo sottoinsieme di processi riguarda le infrastrutture (sala di mungitura, fienili ecc.), i macchinari e gli attrezzi agricoli (trattori, aratri, impianto di mungitura, refrigeratori ecc.), il consumo di acqua e di energia elettrica, i materiali di consumo (detersivi, farmaci veterinari, ricambi ecc.).

Oltre il 90% dei dati dell'inventario sono di tipo primario (dati aziendali riferiti all'anno 2011, come produzioni animali, produzioni e consumi di foraggi, consumi di carburante ecc.) e sono stati raccolti attraverso 12 visite *in situ* e interviste strutturate con un apposito questionario. I dati rimanenti (es.: emissioni enteriche di metano, emissioni legati all'uso di fertilizzanti e pesticidi ecc.) sono stati raccolti dalla letteratura scientifica e da specifiche banche dati LCA (principalmente, Ecoinvent v 2.2 della Swiss Centre for Life Cycle Inventories).

Al fine di avere uno spettro di valutazione ampio e completo delle prestazioni ambientali delle aziende analizzate, sono stati utilizzati tre metodi di valutazione: 1) IPCC (2006), per il calcolo del Carbon Footprint, espresso in kg di CO₂-equivalenti, con 100 anni di orizzonte temporale; 2) ReCiPe (Goedkoop et al., 2009), che fornisce una valutazione della prestazione ambientale, considerando 18 diverse categorie di impatto, calcolate e armonizzate con un unico eco-indicatore (Ecopoint, Pt). In questo articolo vengono riportati i soli risultati relativi al metodo ReCiPe endpoint; 3) Virtual Water (Hoekstra et al., 2011), attraverso l'uso dell'indicatore Blue Virtual Water, che rappresenta la quantità d'acqua derivante da falde superficiali e sotterranee, espressa in l-equivalenti, consumata durante l'intero ciclo di vita di un prodotto.

La realizzazione dello studio LCA ha comportato le seguenti assunzioni e semplificazioni: l'analisi ha compreso solo le quantità di alimenti (foraggi coltivati, erba spontanea e concentrati) effettivamente consumati dal gregge, dopo aver eseguito un controllo incrociato tra produzione foraggera stimata e/o misurata ed esigenze nutrizionali stimate in base a sesso, età, peso, fase fisiologica e livello di produzione di ciascun animale. Per quanto riguarda le emissioni dirette di CH₄ e N₂O da parte degli animali si è fatto rispettivamente riferimento all'Inventario nazionale delle emissioni dell'ISPRA (2011) e ai dati dell'IPCC (2006). Le emissioni legate alle deiezioni degli animali al pascolo state escluse dai confini del sistema. Sono state considerate le emissioni derivanti dall'uso dei fertilizzanti, mentre per i pesticidi, utilizzati in quantità esigua dalla sola azienda HI, si sono valutate le emissioni legate alla produzione del prodotto ricorrendo al database Ecoinvent 2.2. Gli impatti dell'irrigazione sono stati stimati attraverso Ecoinvent v 2.2. I calcoli LCA sono stati effettuati utilizzando il software LCA SimaPro 7.3.3 (PRé Consultants, 2011) che contiene varie banche dati LCA. È stata, inoltre, effettuata un'analisi Monte Carlo per quantificare gli effetti dell'incertezza dei dati sui risultati finali.

3. Risultati e discussione

I risultati finali dell'LCA, attribuiscono al sistema produttivo adottato da LI la migliore performance ambientale tra le tre aziende (Tabella 2). In particolare, si evidenzia la marcata differenza nel consumo di acqua (virtuale) per la produzione di 1 kg di FPCM che in LI è, rispettivamente, 3 e 10 volte inferiore rispetto alle quantità consumate da HI e MI. Ciò, essenzialmente, a causa dell'opzione di LI per la mungitura manuale (che non richiede il lavaggio degli impianti) e la coltivazione senza ricorso all'irrigazione. L'analisi condotta utilizzando 1 ha di SAU come UF ha confermato, per tutti i metodi di valutazione, che LI, grazie alla vasta superficie dedicata al pascolo naturale, ha impatti ambientali decisamente più bassi rispetto alle altre due aziende considerate.

Metodo / Azienda	LI	MI	HI
IPCC (kg CO₂ -eq)			
UF: 1 kg di latte normalizzato	2.04	2.27	2.20
UF: 1 ha SAU	474	2,500	4,020
ReCiPe (Pt)			
UF: 1 kg di latte normalizzato	0.309	0.480	0.426
UF: 1 ha SAU	72	530	779
Blue Virtual Water (l -eq)			
UF: 1 kg di latte normalizzato	5.87	56.90	16.10
UF: 1 ha SAU	1,370	62,800	29,400

Tabella 2: Risultati finali dell'LCA dei tre sistemi produttivi analizzati (LI, input bassi; MI, input medi; HI, input elevati) utilizzando i metodi IPCC, ReCiPe e Blue Virtual Water e due unità funzionali (1 kg di FPCM e 1 ha di SAU)

L'analisi di contributo (Tabella 3) ha consentito di identificare i punti di forza e di debolezza di ciascun sistema produttivo, offrendo utili spunti per migliorare le prestazioni ambientali delle aziende analizzate. In generale, l'analisi di contributo effettuata per l'LCA di 1 kg di FPCM ha evidenziato la marcata rilevanza dei seguenti processi: emissioni enteriche di metano, operazioni colturali (aratura e semina), consumi di energia elettrica e produzione di macchinari agricoli.

	IPCC			ReCiPe			Blue Virtual Water		
	LI	MI	HI	LI	MI	HI	LI	MI	HI
Emissioni enteriche di metano	45	46	34	14	10	8	0	0	0
Aratura e semina	27	8	16	21	4	8	34	1	7
Elettricità	13	5	3	8	2	1	16	1	1
Pascoli (naturali e migliorati)	1	4	12	31	40	34	0	0	2
Erbai	1	0	4	18	5	11	1	0	0
Alimenti concentrati	0	21	16	0	30	26	0	2	6
Infrastrutture (sala di mungitura ecc.)	0	2	1	0	0	0	3	1	1
Irrigazione	-	0	0	-	0	0	-	59	0
Trattrice e veicolo Pick-up (produzione)	5	2	2	4	1	1	11	0	1
Trasporti terrestri, marittimi e aerei	0	5	4	0	1	1	0	0	1
Consumo generico acqua	0	0	0	0	0	0	18	32	70
Agrochimici	-	0	3	-	0	2	-	0	1
Altri processi	8	7	5	4	7	8	17	4	11

Tabella 3: Contributo percentuale dei singoli processi all'impatto ambientale di 1 kg di FPCM (aziende a bassi-LI, medi-MI ed elevati-HI input), valutato con i metodi IPCC, ReCiPe e Blue Virtual Water

I risultati dell'analisi Monte Carlo (Tabella 4) variano a seconda dell'unità funzionale e del metodo di valutazione utilizzati. Non sono state riscontrate differenze significative tra le prestazioni ambientali delle tre aziende quando si utilizza 1 kg di FPCM come unità funzionale e i metodi di valutazione IPCC e ReCiPe. Per entrambi i metodi, l'intervallo di incertezza stimato non ha mai superato il 16%. Solo nel caso del metodo Blue Virtual Water si sono riscontrate differenze significative tra i tre casi studio, a causa delle marcate differenze nel consumo di acqua.

Azienda/FU/Metodo	LI - input bassi		MI - input medi		HI - input elevati	
	1 kg FPCM	1 ha SAU	1 kg FPCM	1 ha SAU	1 kg FPCM	1 ha SAU
IPCC (kg CO ₂ -eq)	2.0 (±10%)	474 (±11%)	2.3 (±13%)	2,502 (±13%)	2.2 (±13%)	4,023 (±0%)
ReCiPe (Pt)	0.3 (±13%)	72 (±13%)	0.5 (±16%)	530 (±16%)	0.4 (±15%)	779 (±15%)
Blue Virtual Water (l-eq)	5.9 (±16%)	1,368 (±16%)	56.8 (±14%)	62,766 (±14%)	16.1 (±4%)	29,424 (±5%)

Tabella 4: Risultati del metodo di simulazione Monte Carlo per le tre aziende analizzate (LI, MI e HI), i tre metodi di valutazione utilizzati (IPCC, ReCiPe e Blue Virtual Water) e le due unità funzionali 1 kg di FPCM e 1 ha di SAU. L'intervallo di incertezza per $p \leq 0.05$ ottenuto con il metodo Monte Carlo è indicato tra parentesi

4. Conclusioni

In questo lavoro, il metodo LCA ha consentito di confrontare tre differenti sistemi di produzione di latte ovino e di individuare i punti critici per migliorare le loro prestazioni ambientali. L'adozione di due unità funzionali (1 kg di FPCM e 1 ha di SAU) e di tre metodi di valutazione (IPCC, ReCiPe e Blue Virtual Water) ha offerto un'analisi multiprospettica delle prestazioni ambientali delle aziende considerate, permettendo di valutare e confrontare sia la dimensione economico-produttiva (relazioni tra quantità di latte prodotto, espressa in kg di FPCM, e performance ambientali delle aziende), sia il ruolo ambientale dei differenti sistemi produttivi (implicazioni ambientali legate all'uso del territorio, espresso in ha di SAU). Le prestazioni ambientali dei sistemi agricoli studiati sono risultate simili per la produzione di 1 kg di FPCM - con un valore medio di 2.17 kg CO₂-eq/kg FPCM.

Per contro, sono emerse differenze significative nell'LCA di 1 ha SAU. Analogamente, l'incidenza del contributo di ciascun processo nella valutazione complessiva delle prestazioni ambientali è risultata strettamente dipendente dal metodo di valutazione utilizzato.

In linea generale, questo studio ha evidenziato il contributo rilevante delle emissioni enteriche di metano, delle operazioni colturali, del consumo di energia elettrica e dei macchinari agricoli. Indubbiamente, l'LCA rappresenta un valido approccio sia per migliorare la sostenibilità ambientale delle filiere ovine, sia per valorizzare la multifunzionalità dei sistemi di allevamento estensivi del Mediterraneo. Tuttavia, servono ulteriori indagini per potenziare le applicazioni del metodo LCA al settore agricolo, iniziando dallo sviluppo di un database *site-specific* per il Mediterraneo.

5. Bibliografia

- Basset-Mens, C & van der Werf, HMG 2005, 'Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France', *Agr. Ecosyst. Environ.*, vol.105, no. 1-2, pp. 127–144.
- Cannas, A, Tedeschi, LO, Fox, DG, Pell, AN & Van Soest, PJ 2004, 'A mechanistic model for predicting the nutrient requirements and feed biological values for sheep', *J. Anim. Sci.*, vol. 82, pp. 149-169.
- De Boer, IJM 2003, 'Environmental impact assessment of conventional and organic milk production', *Livest. Prod. Sci.*, vol. 80, pp. 69–77.
- FAO, 2010, 'Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment', Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Frescarelli, A 2013, 'The CAP 2014-2020. The contents of reform approved on 20 nov 2013', report presented to Europe Direct Emilia – Agrea, Bologna, Italy, 4 dec 2013.
- Furesi, R, Madau, FA & Pulina, P 2013. 'Technical efficiency in the sheep dairy industry: an application on the Sardinian (Italy) sector', *Agricultural and Food Economics*, 1:4, pp. 1-11.
- Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, MAJ, De Schryver, A, Struijs, J & van Zelm, R 2009, 'ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level', First edition. Report I: Characterisation, NL.
- Hegarty, RS, Goopy, JP, Herd, RM & McCorkell, B 2007, 'Cattle selected for lower residual feed intake have reduced daily methane production', *J. Anim. Sci.*, vol. 85, pp. 1479–1486.
- Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Aldaya, MM & Mekonnen MM 2011, 'The water footprint assessment manual: Setting the global standard', Earthscan, London, Washington.
- IPCC 2006, '2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories', vol. 4, Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris, France. <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm>>
- ISO 2006a, ISO 14040 International Standard. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.
- 2006b, ISO 14044 International Standard. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISPRA 2011, 'National Greenhouse Gas Inventory System in Italy. Year 2011', Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Rome.
- ISTAT 2012, Italian National Institute of Statistics, viewed 15 Jan 2014, <http://agri.istat.it/sag_is_pdwout/jsp/NewDownload.jsp?id=8A111A&anid=2012>
- Michael, D 2011, 'Carbon Reduction Benchmarks and Strategies: New animal products', Australian Government, Rural Industries Research and Development Corporation. RIRDC Publication no. 11/063, pp. 77-86.
- Milani, FX, Nutter, D, & Thoma, G 2011, 'Environmental impacts of dairy processing and products: A review', *J. Dairy Sci.*, vol. 94, pp. 4243–4254.
- PRé Consultants, 2011, Software LCA SimaPro 7.3, The Netherlands.

The surplus production in the wine sector: environmental costs analyzed by LCA, the case of an Italian winery

Authors: Luca Chiusano^{1,2}, Alessandro Kim Cerutti³,
Maria Carla Cravero¹, Vincenzo Gerbi²

¹ Consiglio per la Sperimentazione e la Ricerca in Agricoltura - Centro di Ricerca per l'Enologia (CRA-ENO)

² Università degli Studi di Torino - Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari

³ Istituto di Ricerche Interdisciplinari sulla Sostenibilità

luca.chiusano@entecra.it

Abstract

In order to reduce the risk of surplus wine production and its consequently environmental damages, this research tests the integration between the grape and others rural productions in the creation of a fruit juices to enlarge grape use and promote new market opportunity for wine sector. The idea is to move from the present linear model of this sector, in which grapes are grown only for wine production, to a more complex one, in which grapes are grown for other uses too, in order to obtain a better exploitation of raw materials, contrasting waste production, like nature does in the ecosystem, where there is no concept of waste. To evaluate the hypothesized improvement of the environmental performance achieved by the complex model compared with the linear one, an LCA analysis was conducted on both.

1. Introduction

The Declaration of the World Summit on Food Security, held at the FAO “Natural Resources Management and Environment Department” in 2009 in Rome, stresses the urgent need for the implementation, in agriculture, of “sustainable practices, improved resource use, protection of the environment, conservation of the natural resource base and enhanced use of ecosystem services” (FAO, 2009). In order to assess these impacts, several research were developed into practical tools such as, among others, the ecological footprint, the water footprint and the carbon footprint (Kastner et al., 2011). Also wine sector deals with the environment. As reported by Christ and Burritt (2013), in their review on environmental burdens of the wine production sector, this industry influences the physical environment and, due to its economic and cultural importance in many regions of the world, it is vital to invest in scientific research to minimize its negative environmental impacts. Furthermore, many producers see in this topic an opportunity to increase their sales, especially in a context which is largely influenced by the reduction in wine sales due to the world economic crisis (Villanueva-Rey et al., 2014).

For all these reasons, the whole wine sector should incorporate eco-efficiency and eco-innovation to become more environmentally sustainable while ensuring its competitiveness and economic profitability. This can be fostered by adopting new production models in which there is a better and a more complete use of resources produced in order to avoid unsold commodities or waste production. In fact, it should be noted that the wine industry, generally, is undergoing a chronic surplus of production estimated at approximately 30 MhL which depreciates prices (Ramos et al., 2012) and this global wine-grape surplus is entering its eighth year (Aylward, 2012).

The wine sector is going through deep changes also for the appearance, since the late 1980s, on the global market, of new producing countries such as South Africa, New Zealand, Australia, Chile and California, etc. At the same time, the traditional wine-producing regions (Europe) have struggled to adapt to changing market conditions (Outreville, 2013).

Furthermore, the International Organisation of Vine and Wine (OIV, 2013), highlights the overall trend in the world wine sector: European vineyards continues to decrease, but more slowly as in USA and in the southern hemisphere. The wine production is in slight overall increase in 2013 compared to previous years and also the wine consumption is in a slight recovery.

However, from the OIV analysis it is interesting to note that there is a gap between the production and the consumption of wine of about 37 MhL: the world wine production has increased significantly in 2013 and consumption is stabilising (OIV, 2013). In Europe in 2009, the production exceeds the consumption: 182,216 MhL vs 156,029 MhL (OIV 2013). Therefore, this tendency of the wine market, especially from a European point of view, generates an increase in wine surplus, a problem to be managed. Since the 70s, the EU addressed this surplus giving economic incentives to the wine producers for its distillation.

Despite the efforts of the EU to reduce surplus and to improve its management, the problem remains: the last EU wine policies reform has ratified the end of the distillery destination for the wine surplus. The portion of wine that does not find its place in the market and, therefore, remains in storage in the cellar, can be considered a waste, just like many other agricultural products. When this occurs, it becomes necessary manage this waste or, by choosing a more sustainable way, plan new strategies to reduce the risk of unsold wine, consequently, the analysis of their environmental impacts.

In accordance with this latter case, this study has combined some agricultural products belonging to the same area (southern part of Piedmont) in the formulation of an innovative product made primarily with grapes. The underlying idea is to move from a linear model in which grapes are grown only for wine production to a more complex model in which grapes are grown also for other uses, in this case as a ingredient in a fruit juice. The hypothesis is that with this new model a more efficient and sustainable use of grape can be achieved and the risk of unsold wine is lower. In order to verify the hypothesis a Life Cycle Assessment (LCA) analysis was applied to compare the environmental impact potentials of the both the linear and the complex models.

2. Material and methods

2.1. Description of the case study

Data were collected in the main cellar of a wine industry (MGM – Mondo del vino) which is located in Priocca (Province of Cuneo, in the south-western part of Piedmont). The core business of this company is the production of typical Italian wines, premium quality, both red and white. The grapes used for the wine production comes from selected winegrowers located in the most important Italian wine regions (e.g. Piedmont, Emilia-Romagna, Veneto, Sicily, Puglia).

The yearly production is about 224741 hL (average of the 2 vintages considered, 2012 and 2013), all bottled (the main part in glass and the other part in Bag-in Box); the main market is the international one (95 %): only the 5 % is sold in Italy. The industrial production process is carried out with the most recent technological equipment and it is important to highlight that the half energy demand is satisfied with renewable fonts (a photovoltaic plant produces around 400 KW). The main processing steps of this cellar are showed in Figure 1.

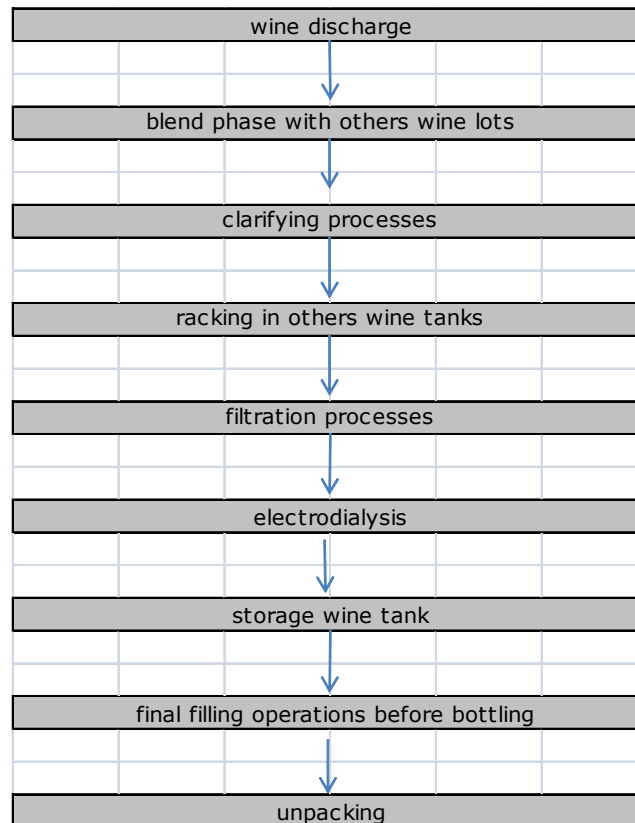


Figura 1: Winery process system

2.2. The environmental impacts assessment

The study was performed in accordance with the guidelines and requirements of the ISO 14040 standard series and with the cradle-to-gate approach as the basis for the LCI. Since among the goals of this study there's the improvement of grape exploitation, specifically of the Barbera, the data here collected refer only to local red wines. therefore all resource use and potential impacts were allocated using a mass-based approach. For the purpose of the study, it's been decided to set the system boundaries from the wine arrival to the wine storage phase, before bottling (Figura 2). The functional unit chosen was 1 L of red wine. The two models were then considered and evaluated:

Model A: focusing on the environmental performance of the actual wine production system. This scenario includes grape production, all winemaking process phases to produce and store 1 bottle of wine, the disposal of unsold wine. It excludes the user phase and the end of life.

Model B: focusing on the environmental performance of the wine production system with the option of transferring part of the must to the juice production system. In the light of industrial optimization, in the analysis of this scenario, a theoretical exercise was made. The hypothesis it's been that the unsold wine amount could correspond, upstream of the production system, to the quantity of must to be allocated to the production of fruit juices. In order to use precise figures, the average quantity of unsold red wine for 2012 and 2013 in the case study was considered (5405 hL). This scenario includes grape production, all winemaking process phases to produce and store 1 bottle of wine, excluding the user phase and the end of life.

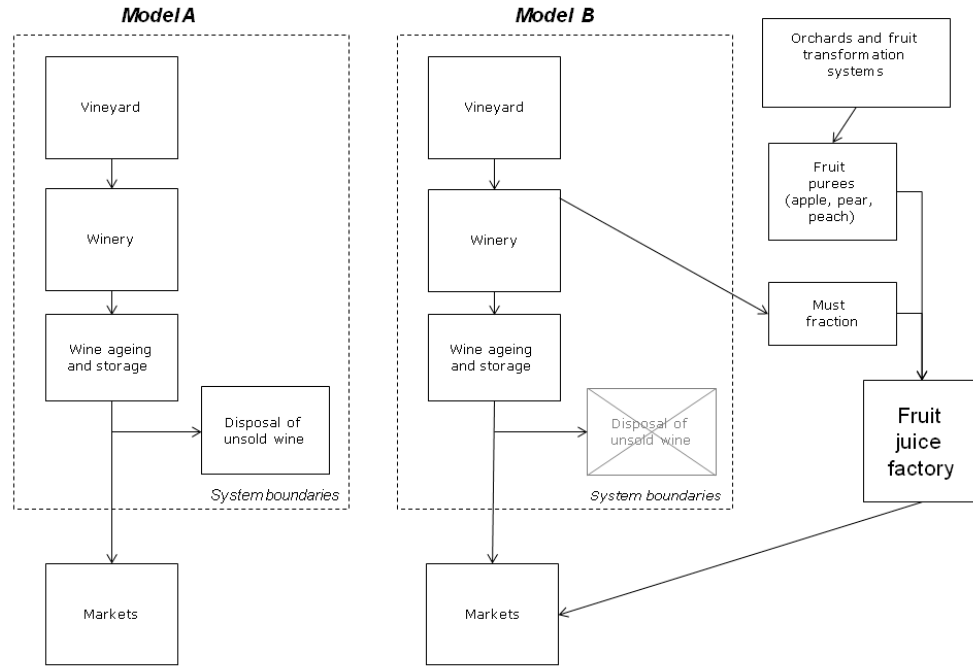


Figura 2: Schematic representation of the systems streamlines. Processes outside the dotted box are not considered in the assessment

Because each scenario is constituted by specific subsystem, a modular LCA approach was used (Jungbluth et al., 2000; Rebitzer, 2005; Buxmann et al., 2009; Cerutti et al., 2014a). This method includes the same steps as an LCA according to the guidance given in ISO 14044, but instead of performing a single assessment of a broad system, key processes are extrapolated and managed as stand-alone sub-systems. Furthermore, a proper life cycle impact (LCI) assessment (i.e. with classification and characterization) is performed at the sub-system level according to the reference flow that links the sub-system with the rest of the production system. According to ISO 14044, the modular approach is allowed providing that the resulting data are not different from those obtained in a standard LCA application (Rebitzer, 2005).

In our study, we divided the investigated system in three modules: the field module, the winery module and the disposal module (just for model B). The field module (vineyard) was modelled taking into account recommendations for LCA applications in orchards (Milà i Canals and Polo, 2003; Milà i Canals et al., 2006; Cerutti et al., 2011, Cerutti et al., 2014b). In particular, in addition to one-year field operations, all the environmental impacts related to the entire lifetime of the vineyard were taken into account, including: (I) establishment stage, (II) nursery stage, (III) production stage A, which is characterised by low yield production due to young plants; (IV) production stage B, which is characterised by high production during the mature stages of the vineyard; (V) production stage C, which is characterised by low production due to ageing plants; and (VI) disposal of the vineyard installations.

Based on the emissions estimated in the LCI analysis, the environmental impacts were calculated here in the impact categories of the EDIP 1997 method and considering impact categories that quantify environmental impacts on ecosystems rather than on resource consumption or human toxicity, with particular attention to global warming, eutrophication and acidification potential.

3. Results and discussion

The impacts of the two models are shown in Table 1 according to the modules used. As expected, the model A is the most impacting: it corresponds to the conventional model that can generate surpluses or rates of unsold wine. The interesting result is the increasing of environmental performance achieved through the experimental system. In particular almost 4% of impact reduction is achieved for both Global warming potential and Nutrient enrichment potential, almost 2% is achieved in Acidification potential and non-significant reduction in the other impact categories.

	Field module	Winery module	Unsold wine	Model A Total	Model B Total
Acidification potential [kg SO ₂ -Equiv.]	3.62E-03	6.14E-04	8.46E-05	4.32E-03	4.23E-03
Global warming potential (100 years)[kg CO ₂ -Equiv.]	7.74E-01	8.73E-02	3.50E-02	8.96E-01	8.61E-01
Nutrient enrichment potential [kg NO ₃ -Equiv.]	6.24E-03	3.15E-04	2.69E-04	6.82E-03	6.55E-03
Ozone depletion potential [kg R11-Equiv.]	8.32E-10	8.33E-10	6.57E-14	1.66E-09	1.66E-09
Photochemical oxidant potential (high NOx) [kg Ethene-Equiv.]	2.97E-04	3.82E-05	3.96E-07	3.35E-04	3.35E-04
Photochemical oxidant potential (low NOx) [kg Ethene-Equiv.]	2.58E-04	3.97E-05	5.15E-07	2.99E-04	2.98E-04

Table 1: Characterisation results using functional unit: 1 L wine stored at the farm gate

One of the most common impact categories for commercial purposes is the Global warming potential as it is often divulgated as Carbon Footprint; detail of this impact category for the case study are presented in Figure 3. The total CO₂ emissions in the A model correspond to 0.896 kg CO₂-Equiv. / 1 L of wine, whereas those of the B model are 0.861 kg CO₂-Equiv. / 1 L of wine. Even if this difference could appear small referred only to 1 L of product, this becomes around 18.9 tons referred to the average of unsold wine (5405 hL) under study.

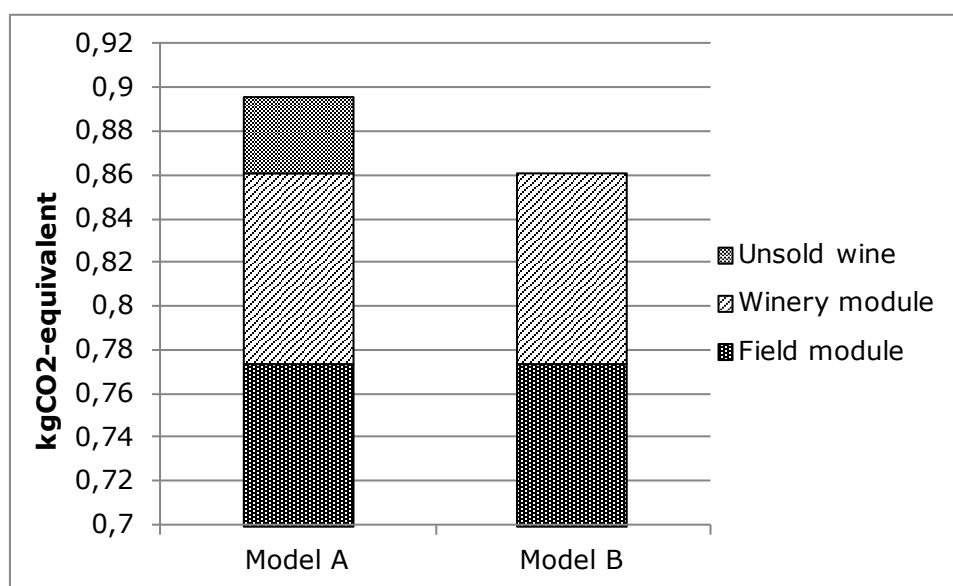


Figure 3: Detail of the Global Warming potential impact category (Carbon footprint) calculated for the functional unit: 1 L wine stored at the company gate

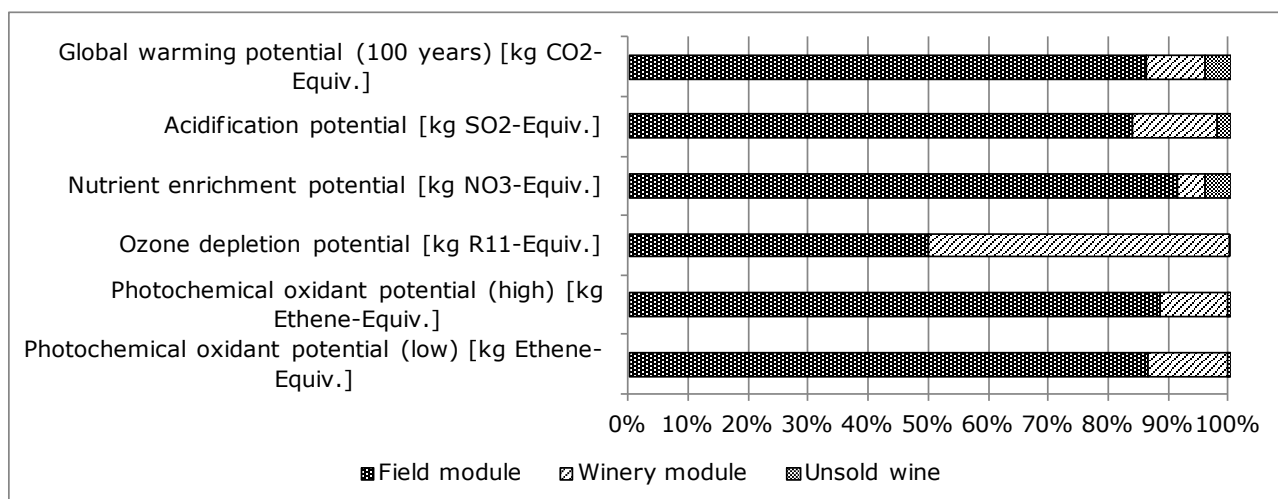


Figure 4: Comparison of characterisation results of the three modules

The field module is the most impacting (Figure 4), ranging from 91% in Nutrient enrichment potential to 50% in Ozone depletion potential.

In order to assess the contribution of the different impact categories compared with the impacts that an average person would otherwise be responsible for, the results were normalised according to the EDIP 1997 method with reference to the total impacts of activities in Europe. The normalised results are expressed in units of person equivalents (PE), which corresponds to the impact one person has in a given category. For both models, the dominant impact categories were similar to those commonly identified as important in agricultural LCAs, namely global warming potential (most important), nutrient enrichment potential and acidification potential (Figure 5).

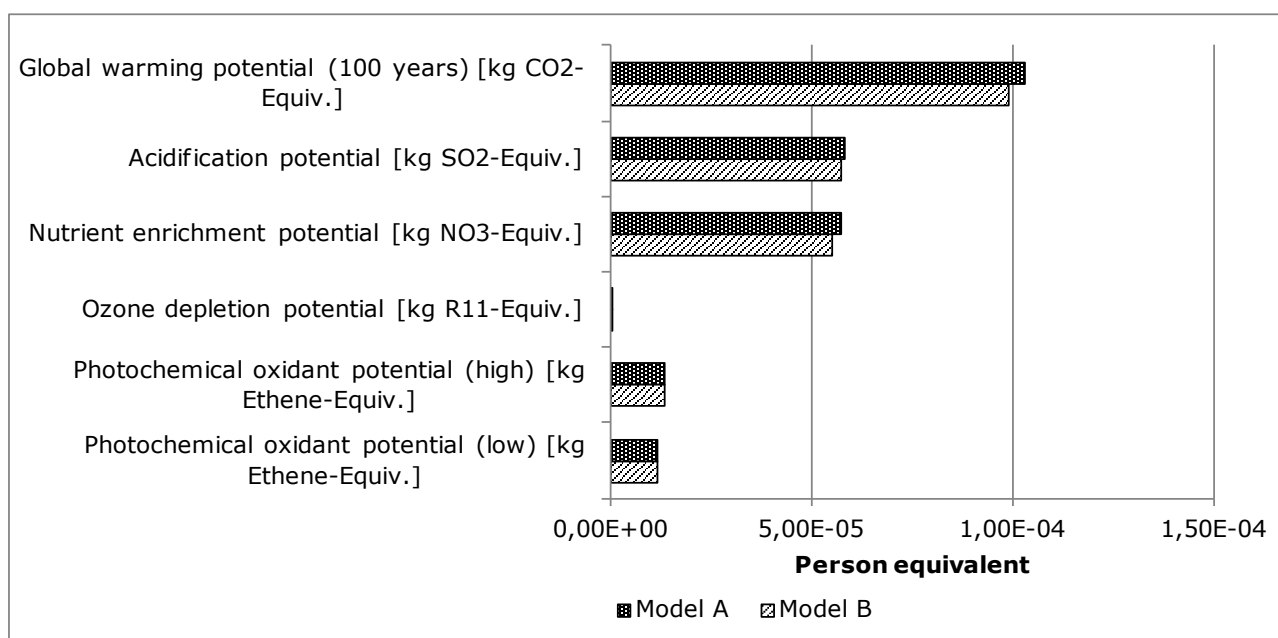


Figure 5: Normalised impact potentials using the functional unit: 1 L wine stored at the company gate

4. Conclusion

Though this work is focus at compare the environmental performance of the two models, here discussed, the LCA analysis provides, anyway, interesting general outcomes.

In fact, while a study focused on a LCA analysis for a Sardinian wine, showed that to produce 0.75 cl of wine, 1.64 kg CO₂-Equiv. are emitted (Benedetto et al., 2013), in the case here in study, for the same quantity, the emissions are lower: 0,67 Kg. This difference may be due also to the photovoltaic plant adopted by the company under investigation. In comparison with other published studies, the current research showed similar hot spots: as revealed in Figure 3, the field module of this research is the most impacting phase: the same results were found by the work of Villanueva-Rey (et al., 2014), in which three different management agricultural techniques were compared. Also in that study, in fact, the vineyard operations proved to be the main sources of environmental impacts in all the three management systems (biodynamic, conventional and an intermediate biodynamic-conventional wine-growing plantation) (Villanueva-Rey et al., 2014). The avoided quantity of CO₂ emissions, here described and hypothesized, are already been achieved: the model here proposed has already attracted the attention of a company for the implementation, in an industrial phase, of the here described fruit juice. This product is already sold on the market from almost two years.

In conclusion, this study demonstrates that the complex model allow a real differentiation and enlargement in the market opportunity of the grape based products, contributing to reduce the waste amount (unsold wine) and to improve, consequently, the environmental performances.

References

- Aylward, D, 2012, Demarcation: a dynamic methodology for quality grading within the Australian wine industry, *International Journal of Quality and Innovation*, Vol. 2, no. 1, pp. 18-36.
- Benedetto, G, 2013, The environmental impact of a Sardinian wine by partial Life Cycle Assessment. *Wine Economics and Policy*, no. 2: pp. 33-41.
- Buxmann, K, Kistler, P, Rebitzer, G, 2009, Independent information modules—a powerful approach for life cycle management. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (S1):S92–S100
- Cerutti, A,K, Calvo, A, Bruun, S, 2014a, Comparison of the environmental performance of light mechanization and animal traction using a modular LCA approach. *Journal of Cleaner Production* no. 64, 396-403
- Cerutti, A,K, Beccaro, G,L, Bruun, S, Bosco, S, Donno, D, Notarnicola, B, Bounous, G, 2014, LCA application in the fruit sector: state of the art and recommendations for environmental declarations of fruit products. *Journal of Cleaner Production*, INPRESS, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.017>
- Cerutti, A, K, Bruun, S, Beccaro, G, L, Bounous G, 2011, A review of studies applying environmental impact assessment methods on fruit production systems, *Journal of Environmental Management*, no. 92, pp. 2277-2286.
- Christ, K, L, Burritt, R, L, 2013, Critical environmental concerns in wine production: an integrative review, *Journal of Cleaner Production* no. 53, pp. 232-242.
- FAO, World Summit on Food Security, 2009, Declaration of the World Summit on food security, Rome, 16-18 November 2009.
- Jungbluth, H, Tietje, O, Scholz, R,W, 2000, Food purchases: impacts from the consumers' point of view investigated with a modular LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, no. 5 (3):134–142
- Kastner, T, Kastner, M, Nonhebel, S, 2011, Tracing distant environmental impacts of agricultural products from a consumer perspective, *Ecological Economics* no. 70, pp. 1032–1040.
- Milà I Canals, L, Burnip, G, M, Cowell, S, J, 2006, Evaluation of the environmental impacts of apple production using life cycle assessment (LCA): case study in New Zealand, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, no. 114, pp. 226-238.

Milà I Canals, L, Polo, C, G, 2003, Life cycle assessment of fruit production. In: Mattsson, B, Sonesson, U, Environmentally Friendly Food Processing, Woodhead Publishing Limited and CRC Press LLC, Cambridge and Boca Raton, Ch. 4, pp. 29-53.

OIV, The International Organisation of Vine and Wine, 2013, Annual report - Global economic vitiviniculture data.

Outreville, J, F, Hanni, M 2013, Multinational firms in the world wine industry: an investigation into the determinants of most-favoured locations, *Journal of Wine Research*, Vol. 24, no. 2, pp.128–137.

Ramos, V, Ramalho, P, Vivas, C, Sousa, A, 2012, Global competitive dynamics and innovation in the brazilian wine sector: an analysis of Vale do São Francisco pole, paper presented to the 35th World Congress of vine and wine, Izmir (Turkey), 18-22 June.

Rebitzer, G, 2005, Enhancing the Application Efficiency of Life Cycle Assessment for Industrial Uses (PhD thesis) Swiss Federal Institute of Technology/(EPFL), Lausanne

Villanueva-Rey, P, Vázquez-Rowe, I, Moreira, M, T, 2014, Comparative life cycle assessment in the wine sector: biodynamic vs. conventional viticulture activities in NW Spain, *Journal of Cleaner Production* no., 65, pp. 330-341.

Life Cycle Thinking applicato alla filiera ovina: una rassegna critica

Ilaria Ricchiuto, Andrea Raggi
Dip. di Economia, Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara
a.raggi@unich.it

Abstract

Negli ultimi anni sono stati sviluppati diversi studi di valutazione degli impatti ambientali nell'ottica del ciclo di vita applicati alla filiera zootecnica ovina; questo tema, tuttavia, in Italia non è stato trattato quanto, invece, in Paesi quali l'Australia, la Nuova Zelanda o la Gran Bretagna. Gli studi selezionati in questo lavoro di rassegna critica sono stati suddivisi in quattro categorie (studi sull'allevamento, sui latticini, sulla lana e sulla carne) e sono state riscontrate due criticità fondamentali: la mancanza di studi italiani sulla carne di pecora, nonostante il nostro Paese sia il sesto allevatore e produttore di carne ovina in Europa; la carenza di studi di LCA completa sull'argomento in questione, poiché, in prevalenza, sono stati sviluppate valutazioni Carbon Footprint.

1. Introduzione

Secondo dati FAO (2009), la consistenza ovi-caprina mondiale per il 2007 era stimabile in 1.917.273.000 capi, con un incremento del 9,3% rispetto al dato relativo al periodo 1994-1996. A confronto, i bovini e bufalini presenti a livello mondiale nel 2007 sono stati stimati in 1.534.432.000 capi, con un incremento del 3,6% rispetto al periodo 1994-1996.

L'Italia si colloca al sesto posto in Europa per l'allevamento e la produzione di carne ovina (Eurostat, 2013), con una consistenza di oltre 7 milioni di capi nel 2012 (ISTAT, 2012). Circa il 7% dei gas serra emessi dal comparto zootecnico in Italia sono riferibili all'allevamento ovino (Cannas e Atzori, 2013). Tuttavia, il tema della relazione tra allevamento ovino ed ambiente non ha ricevuto la stessa attenzione di altre filiere zootecniche, come quella bovina (Raggi et al., 2007; De Camillis et al., 2010; Notarnicola et al., 2011; Mazzini et al., 2012; Mazzini, 2013) o suina (Pizzigallo et al., 2008).

In questo lavoro si effettua una rassegna critica della letteratura esistente sull'applicazione delle metodologie di Life Cycle Thinking (LCT) alla filiera ovina ed ai relativi prodotti, con lo scopo di delineare lo stato dell'arte dell'implementazione di questi strumenti al comparto specifico, nonché di creare un punto di partenza su cui sviluppare uno studio italiano di LCA relativo a questa tipologia di prodotti, con particolare attenzione alla carne, prodotto tipico di diverse regioni italiane.

2. Metodologia

La ricerca ha interessato diverse banche dati bibliografiche e motori di ricerca, quali Emoteca Virtuale, Scopus, Web of Science, OPAC-SBN, Google Scholar, Google Books. La strategia di ricerca si è basata sulle seguenti parole chiave e relative combinazioni: "Life Cycle Assessment", "Life Cycle Thinking", "Life Cycle Analysis", "Environmental footprint", "sheep", "ovine", "lamb", "wool", "cheese", "pecorino", "meat". Inoltre, allo scopo di non trascurare gli ultimi avanzamenti della ricerca scientifica, che potrebbero non essere ancora stati pubblicati su rivista, si sono consultati atti di Convegni nazionali ed internazionali nell'ambito dell'LCA, quali "Rete Italiana LCA" (2009-2013), "Food LCA" (2007, 2008, 2012), "ALCAS Conference" (2006, 2009, 2011, 2013), "Life Cycle Management" (2007, 2009, 2011, 2013), "EcoBalance" (2004, 2006, 2008).

I lavori inizialmente reperiti sono stati sottoposti ad un processo di screening per scartare quelli che non trattavano aspetti connessi agli impatti ambientali della filiera ovina. A seguito di questa scrematura sono stati selezionati 19 studi inerenti le metodologie di LCT applicate agli ovini, sia in termini specifici, sia in termini di comparazione con allevamenti di altre tipologie animali.

Tali studi sono stati, quindi, classificati, in base all'oggetto di studio, nelle seguenti categorie: allevamento, latticini, lana e carne (evidenziando i lavori riguardanti più prodotti ovini). Essi sono stati esaminati e confrontati, con particolare riferimento agli aspetti indicati in Tabella 1, quali: oggetto principale di analisi, luogo, unità funzionale, confini del sistema e categorie d'impatto considerate. Infine sono stati esaminati e commentati i risultati ottenuti nei vari studi.

3. Risultati e discussione

3.1. Studi sull'allevamento

Come si evince dalla Tabella 1, gli studi in questione sono stati sviluppati in vari Paesi e, in prevalenza, hanno valutato il bilancio dei gas serra, ponendo i confini del sistema "dalla culla al cancello".

Styles e Jones (2007) hanno confrontato le colture di miscanto e di salice ceduo (biomasse energetiche) in sostituzione della barbabietola da zucchero, dell'allevamento di bovini da latte e di bovini ed ovini da carne. Essi hanno riscontrato che il pascolo ovino ha emesso $3.751 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, contro i $1.938 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ del miscanto e i $1.346 \text{ kg CO}_2 \text{ eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ del salice. Ne è, quindi, risultato un evidente minor impatto provocato dagli usi alternativi del suolo rispetto ai tradizionali.

Grainger e Bauchemin (2011) e Cottle et al. (2011) hanno esaminato varie diete al fine di ridurre la fermentazione enterica dei ruminanti. I risultati hanno evidenziato che una dieta con integrazione di grassi riduce le emissioni di metano (Grainger e Bauchemin, 2011) e che anche la modifica della popolazione microbica nel rumine attraverso vaccini o probiotici è una soluzione efficace (Cottle et al., 2011).

Ulteriori studi si sono focalizzati maggiormente sul pascolo vero e proprio, compiendo un'analisi Carbon Footprint (Gac et al., 2012) ed un'analisi della capacità di assorbimento di carbonio (Schönbach et al., 2012).

	Autore/i dello studio	Oggetto principale di analisi	Luogo	Unità funzionale scelta	Confini del sistema	Metodologia/ Categorie d'impatto
Studi sull'allevamento	Styles e Jones (2007)	Comparazione tra usi tradizionali e alternativi del suolo	Irlanda	1 ha anno di suolo agricolo (non esplicitata)	Dalla culla al cancello	Valutazione delle emissioni di gas serra
	Grainger e Bauchemin (2011)	Effetti dell'alimentazione ovina sulla fermentazione enterica	Australia	Non applicabile	Non applicabili	
	Cottle et al. (2011)					
	Gac et al. (2012)	Confronto tra allevamenti al pascolo ed al chiuso	Francia e Nuova Zelanda	1 kg di ovino (peso vivo)	Dalla culla al cancello fattoria	Carbon Footprint
	Schönbach et al. (2012)	Effetti provocati dal pascolo ovino in ecosistemi a steppa	Cina	1 ha anno (non esplicitata)		Valutazione della capacità di assorbimento di carbonio
Studi sui latticini	Favilli et al. (2008)	Valutazione dell'impatto ambientale della produzione di Pecorino Toscano DOP	Italia (Toscana)	Quantità di latticini (pecorino Toscano DOP e ricotta) contenente 1 kg di grassi	Dalla culla al cancello	LCA (7 categorie d'impatto)
	Vagnoni et al. (2013)	Confronto tra tre aziende rappresentative di altrettanti sistemi di produzione	Italia (Sardegna)	- 1 kg di "Fat and Protein Corrected Milk" (FPCM); - 1 ha di "Utilized Agricultural Area" (UAA)	Dalla culla al cancello fattoria (non esplicitati)	- IPCC; - Blue Virtual Water; - ReCiPe (17 categorie d'impatto)
Studi sulla lana	Barber e Pellow (2006)	Comparazione tra la produzione di fibre sintetiche e quella di fibre naturali	Nuova Zelanda e Cina	1 t di "dry wool top"	Dalla culla all'invio in Cina	Valutazione del consumo di energia
	Brock (2013)	Valutazione delle emissioni di gas serra provocate dalla produzione di lana 19 micron	Australia	1 kg di lana	Dalla culla al cancello	Valutazione delle emissioni di gas serra

Studi su carne e lana	Biswas et al. (2010)	Confronto di tre produzioni agricole australiane (frumento, carne ovina e lana)	Australia	- 1 kg di frumento; - 1 kg di carne di pecora; - 1 kg di lana	Dalla culla al cancello	Valutazione delle emissioni di gas serra
	Browne et al. (2010)	Analisi di 14 aziende agricole rappresentative		- 1 t di carcassa; - 1 t di lana		
Studi sulla carne	Peters et al. (2011)	Comparazione di tre filiere produttive	Australia	1 kg di carcassa (Hot Standard Carcass Weight)	Dal cancello al cancello	Valutazione del potenziale di acidificazione
	Zonderland-Thomassen et al. (2012)	Analisi comparativa di sistemi di allevamento	Nuova Zelanda	1 kg di peso vivo (non esplicitato)	Dalla culla al cancello	Water Footprint
	Chatterton et al. (2010)	Comparazione tra produzione di carne bovina e produzione di carne di agnello	Gran Bretagna	1 t di carne (non esplicitato)	Dalla culla al cancello (non esplicitati)	
	Ledgard et al. (2011)	Esportazione di carne di agnello dalla Nuova Zelanda alla Gran Bretagna	Nuova Zelanda	1 kg di carne trasformata in NZ ed acquistata in GB	Dalla culla alla tomba	Carbon Footprint
	Williams et al. (2012)	Individuazione delle migliori combinazioni di razza ovina-suolo	Gran Bretagna	1 t di carne di agnello a livello nazionale	Dalla culla al cancello fattoria	LCA (8 categorie d'impatto)
	Ripoll-Bosch et al. (2013)	Analisi di tre diversi sistemi di allevamento di pecore da carne	Spagna	1 kg di agnello (peso vivo)		Carbon Footprint
	Wallman et al. (2011)	Valutazione degli impatti provocati da dieci aziende rappresentative	Svezia	1 kg di carcassa	Dalla culla al centro regionale di distribuzione	LCA (8 categorie d'impatto)

Tabella 1: Principali caratteristiche degli articoli considerati nella rassegna

Gac et al. (2012) hanno comparato i modelli di allevamento al pascolo ed al chiuso in Francia ed in Nuova Zelanda (solo pascolo), riscontrando le seguenti emissioni di CO₂ eq. per kg di peso vivo di agnello: in Francia, 12,7 kg in allevamenti al pascolo (19 aziende) e 12,9 kg in quelli al chiuso (85 aziende); in Nuova Zelanda, 8,52 kg (151 aziende).

Schönbach et al. (2012) hanno esaminato gli effetti provocati dal pascolo ovino in ecosistemi a steppa in Mongolia Interna (Regione autonoma cinese). Il territorio è stato suddiviso in varie tipologie: Ungrazed (UG); Ungrazed with hay cutting (HC); Lightly grazed (LG); Moderately grazed (MG); Heavily grazed (HG). Il sistema di allevamento UG è risultato quello con maggiore capacità di assorbire gas serra (-1.445 ± 2.479 kg CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹).

3.2. Studi sui latticini

In questo ambito, per quanto concerne l'Italia, sono stati individuati due studi (Tabella 1), i quali hanno considerato più categorie d'impatto rispetto agli studi precedenti, pur confermando i confini del sistema "dalla culla al cancello".

Favilli et al. (2008) si sono concentrati sulla produzione di Pecorino Toscano DOP suddividendo il ciclo di vita in cinque fasi ("in-farm", mungitura e trasporto, produzione del formaggio, pulizia attrezzi, packaging). I risultati hanno evidenziato il prevalente contributo della fase "in Farm" alle categorie d'impatto Riscaldamento globale, Acidificazione, Formazione di Ossidanti Fotochimici, Eutrofizzazione e Rifiuti solidi.

Per quanto riguarda il latte, un secondo studio, sviluppato in Sardegna, ha confrontato "tre aziende rappresentative di altrettanti sistemi di produzione" (F1: estensivo, F2: semi-intensivo, F3: intensivo) (Vagnoni et al., 2013). I risultati preliminari dello studio hanno mostrato un impatto minore del sistema F1 rispetto agli altri. Tale aspetto è risultato più evidente per l'indicatore "Blue Virtual Water".

3.3. Studi sulla lana

Come si evince dalla Tabella 1, Barber e Pellow (2006) hanno comparato, in termini di consumi energetici, la produzione di fibre sintetiche e quella di fibre naturali, considerando l'impatto derivante dalla produzione in Nuova Zelanda di lana Merino inviata in Cina per la filatura, mentre Brock (2013) ha considerato confini più ristretti (solo la fase "on farm") e ha valutato le emissioni di gas serra provocate dalla produzione di lana 19 micron in Australia. Barber e Pellow (2006) hanno riscontrato che nella fase "on-farm" viene consumato il 52% dell'energia, nella fase di lavorazione il 45%, mentre nella fase di trasporto il 3%; inoltre, hanno constatato che la produzione neozelandese di lana Merino consuma il 42% del fabbisogno energetico necessario per la produzione di poliestere, il 30% del fabbisogno energetico necessario per la produzione di acrilico ed il 21% dell'energia necessaria per la fabbricazione di nylon. Brock (2013) ha evidenziato che vengono emessi 24,9 kg di CO₂ eq. per kg di lana.

Anche Browne et al. (2011) e Biswas et al. (2010) (Tabella 1) hanno valutato le emissioni di gas serra e hanno fissato i confini del sistema dalla culla al cancello. I primi hanno svolto un'analisi comparativa di 14 aziende agricole, rappresentative del sud-est dell'Australia, produttrici di vari prodotti; per quanto concerne le aziende produttrici di lana, i risultati ottenuti (18,1-18,7 kg CO₂ eq./kg di lana) sono stati leggermente inferiori a quelli dello studio precedente (Brock, 2013). I secondi hanno confrontato tre produzioni zootecniche australiane i cui allevamenti sono, in prevalenza, su pascoli a *Trifolium subterraneum* (Ts) e su pascoli misti (Pm). Le emissioni relative alla produzione di lana sono risultate essere di 16,7 kg di CO₂ eq. per gli ovini allevati su pascoli a Ts e 15,3 kg CO₂ eq. per gli ovini allevati su Pm.

3.4. Studi sulla carne

I lavori relativi a questa categoria (Tabella 1) sono stati sviluppati in vari Paesi, ad esclusione dell'Italia. Quattro studi hanno valutato esclusivamente le emissioni di gas serra, due la Water Footprint, uno il potenziale di acidificazione e solo due hanno svolto un'analisi LCA.

Nel summenzionato studio di Biswas et al. (2010) i risultati ottenuti per la carne sono stati di 5,55 kg CO₂ eq. per gli ovini allevati su pascoli a Ts e 5,1 kg CO₂ eq. per gli ovini allevati su Pm. I risultati ottenuti da Browne et al. (2011) per la carne sono stati di 22,4-22,8 t CO₂ eq./t di carcassa per la carne bovina e 11,4-12,0 t CO₂ eq./t di carcassa per la carne di agnello.

Nell'unico studio relativo alla valutazione del potenziale di acidificazione, Peters et al. (2011) hanno svolto un'analisi comparativa di tre filiere produttive (quella di carne ovina nel Western Australia, che produce anche grano e lana; quella di carne bovina in Victoria; quella di carne bovina ed ovina nel New South Wales, che produce anche grano). La media dei risultati è stata di 0,22 kg CaCO₃ eq./kg hot-standard-carcass-weight).

Zonderland-Thomassen et al. (2012) hanno confrontato il consumo di acqua di sistemi di allevamento neozelandesi, utilizzando un indice di sfruttamento idrico (L H₂O eq./kg). I risultati hanno mostrato il minor impatto della produzione di carne ovina (0,1 L H₂O-eq/kg peso vivo di pecora), rispetto a quella bovina (0,2 L H₂O-eq/kg peso vivo di bovino). Risultati opposti si sono riscontrati in Chatterton et al. (2010), che, valutando il Water Footprint della produzione di carne bovina e di agnello in Gran Bretagna, hanno rilevato un minor impatto della carne bovina (17.657 m³/t Total Water Footprint) rispetto a quella di agnello (57.759 m³/t Total Water Footprint, di cui 55.800 m³/t Green Water Use).

Ledgard et al. (2011) hanno compiuto un studio di Carbon Footprint sugli agnelli neozelandesi, concentrandosi sull'esportazione, essendo la Nuova Zelanda il più grande esportatore mondiale di agnello (più del 40%), che viene inviato soprattutto in Gran Bretagna (Ledgard et al., 2011; Bauchemin e Mac Geough, 2012). L'impronta di carbonio è risultata, in media, di 19 kg di CO₂ eq./kg di carne di agnello, di cui l'80% emesso nella fase "dalla culla al cancello", mentre solo il 5% è stato emesso nella fase di trasporto (Ledgard et al., 2011; Bauchemin e Mac Geough, 2012).

Williams et al. (2012), mediante uno studio di LCA nel Regno Unito, hanno individuato le migliori combinazioni razza ovina-suolo, in modo da ottimizzare l'impiego delle terre disponibili. Gli autori hanno riscontrato che per produrre 1 t di carne di agnello sono necessari circa 22 GJ di energia e vengono emesse circa 22 t CO₂ eq./t, di cui circa il 67% derivanti da emissioni di CH₄.

Quest'ultimo risultato viene sostanzialmente confermato da Ripoll-Bosch et al. (2013), che hanno valutato le emissioni di gas serra provocate da tre diversi sistemi di allevamento (al pascolo, sistema misto, senza pascolo) di pecore da carne in Spagna, rilevando un contributo del metano di circa il 60% in tutti e tre i sistemi di allevamento.

In Svezia, Wallman et al. (2011) hanno realizzato il primo studio di LCA, a livello nazionale, sulla carne di agnello. I risultati hanno indicato l'elevata incidenza della categoria d'impatto "Land use" (soprattutto nella fase di produzione dei mangimi), seguita dalle categorie d'impatto "Eutrophication", "Primary Energy Use" e "GHG emissions".

4. Conclusioni

In questo lavoro è stata compiuta una review degli studi di LCT applicati agli ovini con lo scopo di individuare lo stato dell'arte dell'implementazione, le peculiarità metodologiche, i principali risultati, nonché criticità e lacune, soprattutto relativamente all'Italia. I lavori individuati sono stati classificati in: studi sull'allevamento, sui latticini, sulla lana e sulla carne.

Gli studi sull'allevamento hanno analizzato molteplici aspetti, quali dieta, usi del suolo e sistemi di allevamento, evidenziandone le ricadute sugli impatti ambientali, ma limitandosi ad una sola categoria d'impatto (soprattutto emissioni di gas serra).

Gli studi sui latticini si sono concentrati sulla produzione di formaggio pecorino (evidenziando una criticità della fase di allevamento per diverse categorie d'impatto) e sulla produzione di latte (evidenziando un minor impatto provocato dall'allevamento estensivo).

Gli studi sulla lana hanno mostrato un impatto ambientale del ciclo di vita di questo prodotto inferiore a quello ascrivibile alle fibre sintetiche.

Gli studi sulla carne, svolti sia in termini comparativi con altre produzioni (vegetali ed animali), sia in termini specifici, hanno mostrato una concentrazione di ricerche in Australia, Gran Bretagna e Nuova Zelanda, mentre non sono stati reperiti lavori simili per l'Italia (motivo per il quale si segnala l'opportunità di colmare tale lacuna con studi futuri).

In generale, le unità funzionali individuate sono risultate piuttosto disomogenee, anche in ragione dei diversi obiettivi degli studi analizzati, pur riferendosi in prevalenza alla massa del prodotto, e solo in rari casi a indicatori nutrizionali, mentre, per ciò che concerne i confini del sistema, la quasi totalità degli studi ha considerato le sole fasi dalla culla al cancello, trascurando uso e fine-vita.

5. Bibliografia

Barber, A & Pellow, G 2006, 'LCA: New Zealand Merino Wool Total Energy Use', Proc. *5th Australian Conference on LCA, Melbourne 2006 Conference*, Melbourne, 22-24 novembre.

Bauchemin, K & Mac Geough, E 2012, 'Life Cycle Assessment. A holistic approach to assessing greenhouse gas emissions from beef and dairy production', *Revista Argentina de Producción Animal*, vol. 32, no.1, pp. 69-76.

Biswas, WK, Graham, J, Kelly, K & John, MB 2010, 'Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia, a life cycle assessment', *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, no. 14, pp. 1386-1392.

Brock, P 2013, 'Overcoming methodological dilemmas when calculating greenhouse gas emissions from wool production: the application of LCA', Proc. *8th ALCAS Conference*, Sydney, 16-18 giugno.

Browne, NA, Eckard, RJ, Behrendt, R & Kingwell, RS 2011, 'A comparative analysis of on-farm greenhouse gas emissions from agricultural enterprises in south eastern Australia', *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, pp. 641-652.

Cannas, A & Atzori, AS 2013, 'Allevamento zootecnico e ambiente: impatto ambientale e sostenibilità dell'allevamento ovicaprino', in *Associazione Regionale Allevatori della Sardegna* (a cura di), *Incontri aggiornamento su Benessere animale*, misura 215, annata 2013.

Chatterton, J, Hess, T & Williams, A 2010, 'The Water Footprint of English Beef and Lamb Production. A Report for EBLEX', Department of Natural Resources, Cranfield University, Cranfield, Bedfordshire.

Cottle, DJ, Nolan, JV & Wiedemann, SG 2011, 'Ruminant enteric methane mitigation: a review', *Animal Production Science*, 51, pp. 491-514.

De Camillis, C, Raggi, A & Petti, L 2010, 'Developing a Life Cycle Inventory data set for cattle slaughtering', DASTA Working Paper Series, Paper no. 22, marzo 2010, Pescara.

- EUROSTAT 2013, Number of sheep, ultimo accesso il 19 marzo 2014, <<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&plugin=0&language=en&pcode=tag00017>>.
- FAO 2009, Number of animals, cattle & buffalo and sheep & goat, ultimo accesso il 28 gennaio 2014, <<http://www.fao.org/docrep/014/am079m/PDF/am079m09a.pdf>>.
- Favilli, A, Rizzi, F & Iraldo, F 2008, 'Sustainable production of cheese thanks to renewable energy: an LCA of the "Pecorino Toscano DOP" from the geothermal district of Larderello, Italy', Proc. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, 12-14 novembre.
- Gac, A, Ledgard, S, Lorinquer, E, Boyes, M & Le Gall, A 2012, 'Carbon footprint of sheep farms in France and New Zealand and methodology analysis', Proc. 8th Intl. Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint Malo, 1-4 ottobre.
- Grainger, C & Beauchemin, KA 2011, 'Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? ', Animal Feed Science and Technology, 166–167, pp. 308–320.
- ISTAT 2012, Tavola B04-Consistenza del bestiame ovino, caprino ed equino per categoria (numero di capi) al 1° dicembre. Dettaglio per Regione – Anno 2012, ultimo accesso il 19 novembre 2013, <<http://agri.istat.it/jsp/dawinci.jsp?q=plB040000010000012000&an=2012&ig=1&ct=204&id=8A|9A>>.
- Ledgard, SF, Lieffering, M, Coup, D & O'Brien, B 2011, 'Carbon footprinting of New Zealand lamb from the perspective of an exporting nation', Animal Frontiers, vol. 1, no. 1, pp. 40-45.
- Mazzini, C, Brina, N, Daga, S, Boeri, F, Marino, M & Pignatelli, S 2012, 'Allocation procedures in the beef life cycle assessment', Proc. 8th Intl. Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint Malo, 1-4 ottobre.
- Mazzini, C 2013, 'Gli impatti della carne e il giusto approccio nutrizionale: la certificazione EPD per descrivere gli impatti ambientali e l'organizzazione della filiera', Atti del Convegno Certificare la sostenibilità delle carni: l'EPD applicata al caso COOP, Rimini, 7 novembre.
- Notarnicola, B, Puig, R, Raggi, A, Fullana, P, Tassielli, G, De Camillis, C & Rius, A 2011, 'Life cycle assessment of Italian and Spanish bovine leather production systems', Afinidad, LXVIII, 553, maggio-giugno, pp. 167-180.
- Peters, GM, Wiedemann, S, Rowley, HV, Tucker, R, Feitz, AJ & Schulz, M 2011, 'Assessing agricultural soil acidification and nutrient management in life cycle assessment', The International Journal of Life Cycle Assessment, 16, pp. 431–441.
- Pizzigallo, ACI, Rugani, B & Bastianoni, S 2008, 'Analisi del ciclo di vita della produzione di carne rossa: il suino grigio senese', Raccolta Poster Convegno LCA e Ecoinnovazione in Italia. Buone prassi e casi di successo, Rimini, 7 novembre 2008, ultimo accesso il 1 febbraio 2014, <http://old.enea.it/produzione_scientifica/pdf_volumi/V08_12PosterLCA.pdf>.
- Raggi, A, Petti, L, De Camillis, C, Mercuri, L & Pagliuca, G 2007, 'Cattle slaughtering residues: Current scenario and potential options for slaughterhouses in Abruzzo', in: Puig R., Notarnicola B., Raggi A. (eds.), Industrial ecology in the cattle-to-leather supply chain, Franco Angeli Editore, Milano, pp. 99-158.
- Ripoll-Bosch, R, de Boer, IJM, Bernués, A & Vellinga, TV 2013, 'Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems', Agricultural Systems, 116, pp. 60–68.
- Schönbach, P, Wolf, B, Dickhöfer, U, Wiesmeier, M, Chen, W, Wan, H, Gierus, M, Butterbach-Bahl, K, Kögel-Knabner, I, Susenbeth, A, Zheng, X & Taube, F 2012, 'Grazing effects on the greenhouse gas balance of a temperate steppe ecosystem', Nutrient Cycling in Agroecosystem, 93, pp. 357–371.
- Styles, D & Jones, MB 2007, 'Energy crops in Ireland: Quantifying the potential life-cycle greenhouse gas reductions of energy-crop electricity', Biomass and Bioenergy, 31, pp. 759–772.
- Vagnoni, E, Franca, A, Breedveld, L, Poqueddu, C & Duce, P 2013, 'LCA study on sheep milk production in Sardinian farms at different input levels', 22nd International Grasslands Congress, Sydney, 15-19 settembre.
- Williams, A, Audsley, E & Sandars, D 2012, 'A systems-LCA model of the stratified UK sheep industry', Proc. 8th Intl. Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint Malo, 1-4 ottobre.
- Zonderland-Thomassen, M, Ledgard, SF & Lieffering, M 2012, 'Water footprint of pastoral farming systems in New Zealand', Proc. 8th Intl. Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint Malo, 1-4 ottobre.

RIFIUTI



Comparison between the environmental performances of plastic, bioplastic and additivated plastic

Laura Cutaia¹, Francesco Cerullo², Grazia Barberio¹, Floriana La Marca²

¹ ENEA CR Casaccia, via Anguillarese 301, 00123 Santa Maria di Galeria (Rome), Italy.

² University of Rome "La Sapienza", Via Eudossiana 18, 00186 Rome, Italy.

Email Coordinatore: laura.cutaia@enea.it

Abstract

The aim of this paper is to make a comparison between the environmental performances of traditional plastic and two typologies of biodegradable plastic, bioplastic and additivated plastic, in order to analyze the main differences between the different materials, the strengths and the weaknesses of each type of plastic and the impacts connected with the possible end of life options. The most important tools for this valuation are some biodegradability and recyclability tests on additivated plastic and the Life Cycle Assessment (LCA) methodology applied on artifacts made of traditional plastic and of bioplastic.

1. Introduction

In the last decades plastics have assumed a great importance in technological sector and plastic industry has become fundamental for the world economy. The twenty-first century can be defined the "century of plastic". Plastic production has had a significant increase in the last twenty years and has a constant annual growth of 5%. World production of plastic in 2010 was 265 million tons and European production was 57 million tons (Plastics Europe, 2011).

The largest manufacturers of plastic are China, North America and Europe and this material is used in many industrial sectors among which the most important ones are packaging, construction and automotive industry.

Combined with a higher plastic production, a higher plastic waste production is recorded. In Europe, in the year 2010, 24.7 Mtons of plastic waste has been produced and 57.9% of this amount was recovered through recycling (6 Mtons) and energy recovering (8.3 Mtons) whilst 42.1% was landfilled (Plastic Europe, 2011). The environmental problems connected with plastic are mainly linked to the fact that it is a non-biodegradable material. Plastic is the material that has the longest degradation time, after glass and it's between 100 and 1000 years.

Plastic disposed in landfill and plastic dispersed in the environment are one of the most relevant environmental problems connected with life cycle of plastic. Plastic in landfill is one of the main volumetric components and is a persistent material, because of the non-biodegradability property.

In the matter of plastic dispersed in the environment, and especially in seas, European Commission evaluates that the 80% of the total amount of wastes in seas and oceans (about 100 million tons) is plastic. Furthermore, every year 10 Mtons of wastes are dispersed in seas and oceans (European Commission, 2013). Plastic in sea fragments in very fine particles and can be ingested by marine wildlife and so it can enter the food chain.

The possibility to produce new plastic materials with some peculiar properties is enjoying increasing interest by the public opinion. These materials are often considered as a possible solution to plastic pollution. They can be introduced through a classification based on origin and biodegradability and compostability properties [Figure 1].

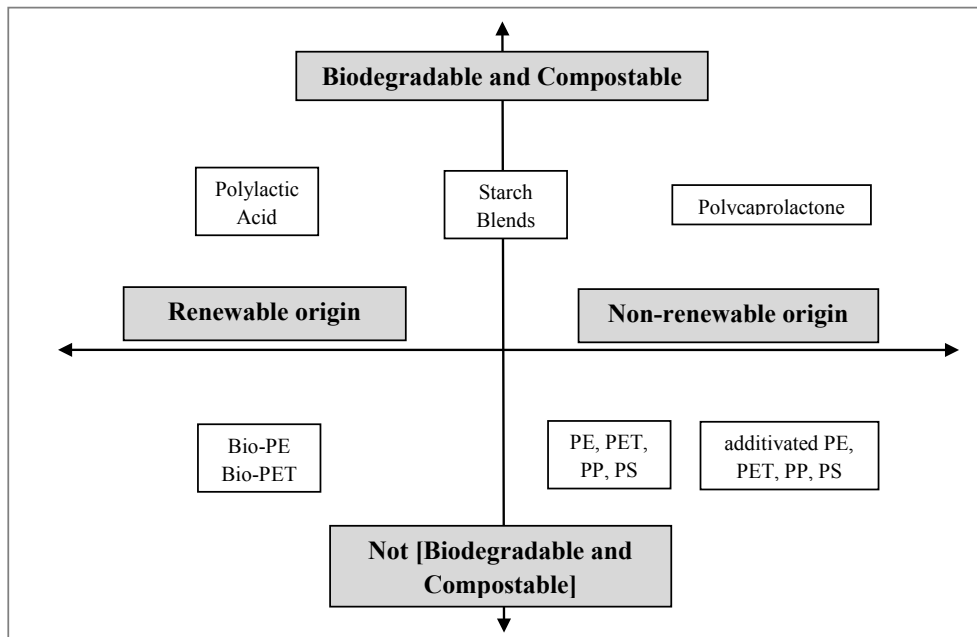


Figure 1: Classification of plastics based on recyclability and biodegradability and compostability properties

Plastics such as polylactic acid (PLA) have renewable origin and are biodegradable and compostable; polycaprolactone is biodegradable and compostable but it hasn't a renewable origin; starch blends are biodegradable and compostable and they have partly renewable and partly non-renewable origin; bio-PE and bio-PET are renewable originated plastics that aren't biodegradable and compostable. These materials are part of bioplastics. Traditional plastic is not biodegradable and compostable and its origin isn't renewable and additivated plastic hasn't a renewable origin and it's biodegradable but non-compostable.

2. Biodegradable plastic: bioplastic and additivated plastic

The most common typologies of biodegradable plastic are bioplastic and additivated plastic. Bioplastic is not just one single substance, it includes a whole family of materials with different properties and applications. According to European Bioplastics a plastic material is defined a bioplastic if it is either biobased, biodegradable and compostable (according to the European standard references EN 13432 or EN 14995), or features both properties.

The EN 13432 standard applies to compostable packaging and the EN 14995 standard applies to any type of plastic material. According to these two standards, a material can be defined biodegradable and compostable if it shows:

- Biodegradability, measured with the laboratory standard EN 14046 (or ISO 14855: biodegradability under controlled conditions). A biodegradability level of at least 90% must be reached in less than six months;
- Disintegrability, fragmentation and loss of visibility in the final compost;
- Absence of negative effects on the composting process;
- Parameters like pH, salt content, nitrogen, phosphorus;

Two important types of biodegradable and compostable bioplastics are the polylactic acid (PLA) and the starch blends. PLA is 100% derived from corn starch; a global manufacturer of this bioplastic is the American company Natureworks that uses PLA to produce cups and food containers. Starch blends (also known as modified starch) are derived from both corn starch and oil based polyesters. The Italian company Novamont is an important international manufacturer. This bioplastic is used to make shopping bags, films and cutlery.

Additivated plastic is a partially biodegradable material and it's not compostable. This type of plastic is based on the use of some particular additives that are added to common plastic. Additivated plastic doesn't respect the European standards on biodegradability and compostability so it's not a bioplastic because it features neither bioplastic property. A recently produced additive is called Poly-Bi®, that is commercialized in Italy by the Italian company Italcom Srl; Italcom asked ENEA (Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development) to carry on a study on "Experimentation on biodegradability of additivated plastic". This study concerns the additivation processes, the evaluation of the biodegradability and toxicity of additivated plastic, the experimentation of biodegradability in composting, the analysis of the compost and a Life Cycle Assessment study.

3. Comparative LCA of plastic and bioplastic products

An assessment of the life cycles of products made of plastic and of bioplastic has been done. Different waste scenarios have been considered in order to compare impacts on health and environment for each life cycle. The functional units that have been chosen are disposable 250 ml cups and forks, because they are two objects that a consumer can decide to buy made of traditional plastic or of bioplastic. So functional units are a polystyrene cup and a polylactic acid one and a polystyrene fork and a modified starch one.

The life cycle of these commodities has been followed from the raw materials extraction to the end of life. So the life cycle approaches considered are a cradle-to-grave approach and a cradle-to-cradle approach in case of recycling.

The end of life options that have been chosen for both products are the materials recovery (the recycling for the traditional plastic and the composting for the bioplastic), the energy recovery (through incineration) and the landfilling.

The main purposes of this assessment are to analyze: what phase of the life cycles produces the highest environmental impact, what life cycle scenario is the best and what type of plastic for each product produces the lowest impact for each end of life scenario. The models of the various life cycles have been built. The model of the polystyrene cup starts from oil production, that is the raw material of traditional plastic. Benzene is produced from oil in the petrochemical industry, and it reacts with ethylene and they compound ethylbenzene that afterwards forms styrene. Through polymerization styrene produces polystyrene that is granulated. Polystyrene grains are moved to the mechano-chemical industry where the artefact is produced. Polystyrene is subjected to extrusion, a process that produces a polystyrene sheet. The sheet is thermoformed to create the shape of the cup. The processing wastes are reused in the productive process. The product is sent to distribution, it's used and then it follows an end of life scenario. The raw material of the polylactic acid cup is corn starch. Corn is farmed and picked. From corn, through milling starch is produced and it's hydrolyzed. Sugar produced in this ways is fermented and distilled and so lactic acid is produced. Through polymerization polylactic acid is obtained. Afterwards the life cycle follows the same phases of the traditional plastic cup but after the use phase, the end of life options are different.

The life cycle of the polystyrene fork is similar to the one of the polystyrene cup. The only difference is about the production of the fork. In fact the injection molding is used to realized the fork.

The case of the life cycle of the modified starch fork is otherwise interesting: the raw materials of the fork are both corn starch and an oil based polyester. Through esterification of an acid and an alcohol, an ester is produced. It is polymerized and in this way a polyester is made. It is biodegradable and it is used as a structuring material.

The other raw material is corn that is farmed and milled to make corn starch. In another productive line, polyester, corn starch and some plasticiser agents are compounded. The other life cycle phases are the similar to the polystyrene fork life cycle ones, except to the end of life options.

SimaPro 7.3 is the software that has been used to make the calculations and data are both primary (measured) and secondary (from databases). The databases that have been used to make the assessment are Ecoinvent 2.0, ELCD 2.0 and LCA Food DK. The method of analysis that has been chosen is Impact 2.0 that analyzes both impact categories (midpoints) and damage categories (endpoints).

So for each life cycle, with the inventory phase, a series of materials and energy flows in input and in output has been collected and these flows have been grouped according to the impact categories. Through the introduction of equivalence factors, the different flows of each impact category have been related to a single substance, which is used as a reference. In this way the different impact categories can be compared. Impact depends on the type of material and the end of life scenario. In general the end of life option conditions strongly the impact, although production is the phase that produces the highest impact.

According to Impact 2.0 single scores have been calculated for the three scenarios [production + end of life (disposal or energy recovery or materials recovery)] for cups made by PS and PLA, respectively (Figure 2) and forks made by PS and Blend (Figure 3).

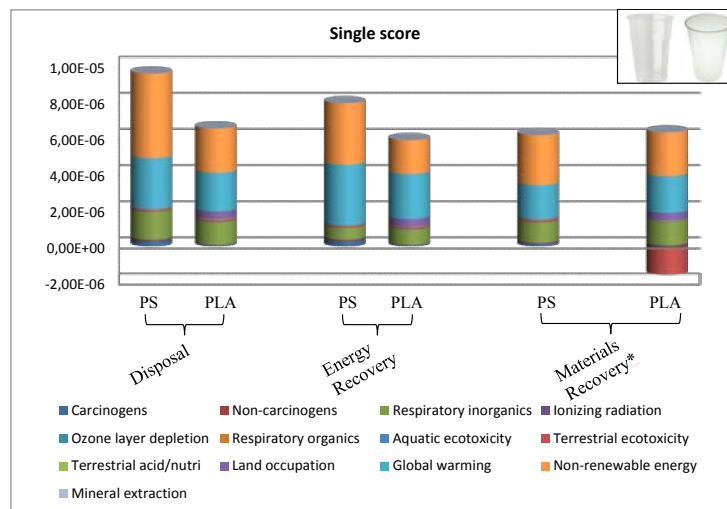


Figure 2: Comparative Life Cycle Assessment of three Scenarios comparing cups made by PS and PLA

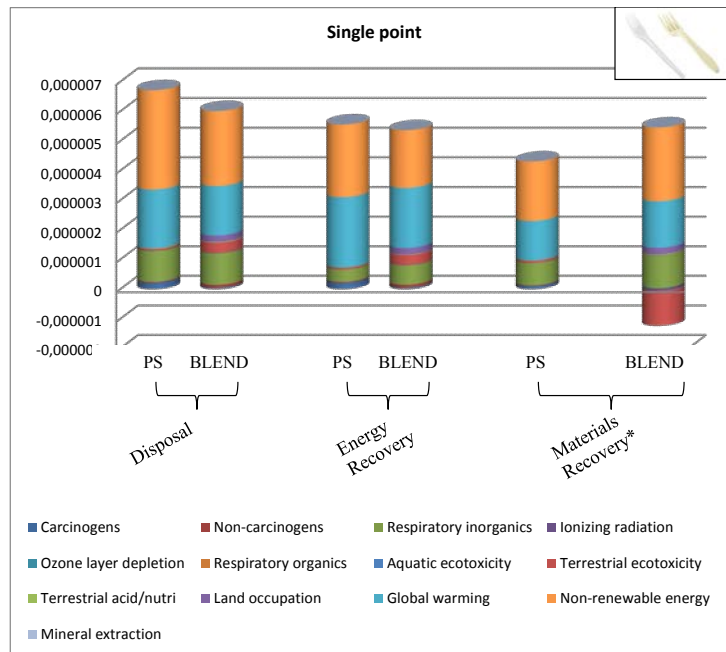


Figure 3: Comparative Life Cycle Assessment of three Scenarios comparing forks made by PS and Blend

With the definition of the single scores an easier comparison between the different life cycles is possible. About the life cycles of the cups, for both products, materials recovery produces a lower impact than energy recovery and disposal is the worst end of life option. Bioplastic (in this case polylactic acid) produces a lower impact than traditional plastic in all the scenarios. Indeed in the case of composting of bioplastic (the recovery of materials) there is a negative value, connected to soil ecotoxicity, which has to be subtracted to the single score to obtain the net value, which is the lowest score.

The case of forks is similar to the one of cups, but it has to be highlighted that the single score of modified starch is more similar to the one of traditional plastic, than in the last case. This is because modified starch is in part derived from corn starch and in part from oil-based polyesters that make this type of bioplastic similar to traditional plastic.

4. Results

On the strength of this study some results can be highlighted. LCA showed that bioplastic environmental impact is quite similar to the traditional plastic's one in the case of materials recovery and it is lower in the case of energy recovery and disposal in landfill. It implies another significant advantage connected to bioplastic: in case of improper dispersion in the environment it has a lower impact than traditional plastic. Dispersed bioplastic, thanks to the properties of biodegradability and compostability, doesn't have a significantly negative impact to soils, seas and oceans. On the other hand traditional plastic is a persistent and potentially dangerous material. Furthermore LCA showed that polylactic acid is better than modified starch in the context of environmental impacts. However the percentage of renewable materials in modified starch is increasing constantly and some typologies of bio-based polyesters have been studied and could be used to produce less impacting materials.

Although these important advantages, some problems connected with bioplastic have to be underlined. Bioplastic mechanical and thermal properties are significantly worse than traditional plastic's ones. At the moment the price of products in bioplastic is not competitive because it is much higher than the price of products in plastic.

According to the laboratory tests on additivated plastics, it is possible to declare that they are partially biodegradable and at the moment they don't respect the standards of biodegradability and compostability. They are a very interesting material but they need further improvements. However some advantages of this type of plastic are its good mechanical and thermal properties, the fact that the productive process is comparable to the one of traditional plastic, it has similar performances and costs and in the end it is partially biodegradable.

5. Conclusions

As a conclusive consideration, it is useful to define the concept of "Fitness for use" that has been introduced with the EN ISO 9000 standard.

The fitness for use of the consumer goods is the suitability for the use and is, according to the norm, the shortest definition of quality. It introduces the concept that there is not an absolute scale of values for the quality, but many different levels, that are appropriate for various needs and scopes.

This approach can be used to evaluate the environmental and technical performances of the various types of plastic. Through the analysis that has been conducted about the three typologies of plastic, an operative framework can be defined and, starting from the concept of "fitness for use", the suitable use of each type of plastic can be researched.

So, since the different plastics have different characteristics and properties, they can't be considered competitive between them but the better use of each plastic has to be defined.

According to this concept, bioplastic can be used efficiently to realize disposable products for cold food that aren't recyclable or that can get dirty due to the contact with aliments. In this case these products could be composted. Examples are shopping bags, cutlery, food wrappers and cups for cold drinks.

Additivated plastic can be used to realize disposable artefacts for hot food, due to the higher thermal property, that can be recycled, because it has been demonstrated that this material is recyclable, and that in case of disposal or dispersion, they can experience (partial) biodegradation. Some products can be plates or cups for cold drinks.

Traditional plastic has to be used for goods that aren't disposable and that need high technical performances and that are recyclable.

6. References

Plastics Europe, Plastics: the Facts 2011 - An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2010 (2011).

European Commission, Green paper: On a European Strategy on Plastic Waste in the Environment (2012).

MFA e LCA del sistema di gestione dei RAEE in Regione Lombardia: focus sui piccoli elettrodomestici

Alida Falbo, Laura Biganzoli, Federica Forte, Lucia Rigamonti, Mario Grosso
Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale – sezione ambientale
lucia.rigamonti@polimi.it

Abstract

I Rifiuti da Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche (RAEE) sono tra i flussi di rifiuti la cui produzione sta crescendo sempre più velocemente in Europa. La presenza in essi di sostanze pericolose che richiedono particolari attenzioni durante le operazioni di recupero e smaltimento e l'elevato contenuto di materiali riciclabili rendono particolarmente interessante lo studio dell'ottimizzazione dei processi di recupero e trattamento di questi rifiuti.

Questa ricerca analizza il sistema di gestione dei RAEE in Regione Lombardia, ricostruendone il bilancio di materia ed applicando la metodologia del ciclo di vita (LCA) per la quantificazione degli impatti ad esso associato. In particolare, l'analisi qui riportata riguarda il trattamento e il recupero dei RAEE R4, ossia dei piccoli elettrodomestici.

1. Introduzione

I rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche (RAEE) costituiscono uno dei flussi di rifiuti in più rapida crescita in Europa, con un tasso di crescita di circa il 3-5% all'anno (European Commission, 2014). A causa della presenza di sostanze pericolose, come metalli pesanti e ritardanti di fiamma, i RAEE sono considerati rifiuti pericolosi che, se gestiti in modo improprio, possono comportare notevoli rischi per la salute umana e l'ambiente (Tsydenova et al., 2011). D'altra parte devono essere considerati anche come una fonte importante di materiali pregiati, grazie al contenuto di plastica, vetro, metalli di base e preziosi che possono essere recuperati (Cui et al., 2008; Tuncuk et al., 2012).

A tal proposito, la Life Cycle Assessment (LCA) può essere utilizzata come strumento per valutare i benefici e gli oneri ambientali associati alla gestione di tali rifiuti. La maggior parte degli studi disponibili in letteratura focalizza però l'attenzione su una specifica apparecchiatura (Lu et al., 2006; Park et al., 2006) e pochi studi estendono la valutazione all'intero sistema di raccolta e recupero dei RAEE in una determinata area geografica (Wäger et al., 2011).

Questo lavoro si propone innanzitutto di ricostruire, tramite una Material Flow Analysis (MFA), il bilancio di materia riguardante il trattamento dei RAEE raccolti in Regione Lombardia e, quindi, di quantificarne, mediante l'applicazione della metodologia LCA, i benefici e gli oneri ambientali. Il focus è sui piccoli elettrodomestici, indicati con la sigla R4 nella classificazione prevista dalla legislazione italiana (Decreto Ministeriale 25 Settembre 2007, n.185). Il loro contributo alla raccolta totale in Regione Lombardia è presentato in Tabella 1.

RAEE	R categoria	Raccolta (%)
Freddo e clima	R1	21,39
Grandi bianchi	R2	21,05
TV e monitor	R3	36,51
Piccoli elettrodomestici	R4	20,42
Sorgenti luminose	R5	0,63

Tabella 1: Classificazione dei RAEE e composizione della raccolta (%) in Regione Lombardia, anno 2011 (Centro di Coordinamento RAEE, 2011)

2. Materiali e metodi

L'unità funzionale adottata nell'analisi è definita come 1 tonnellata di RAEE afferenti alla categoria R4 raccolti in Regione Lombardia nel 2011 e successivamente avviati a trattamento.

I confini del sistema includono tutti i processi di trattamento, dal momento in cui i rifiuti vengono raccolti ("zero burden approach", Ekvall et al., 2007) fino alla loro fuoriuscita dal sistema come emissione (solida, liquida o gassosa) o come materia prima secondaria. Per risolvere i casi di multi-funzionalità l'approccio utilizzato consiste nell'espansione dei confini del sistema, includendo al loro interno le produzioni primarie evitate grazie al recupero dai rifiuti (EC JRC-IES 2010; Finnveden et al., 2009).

I processi inclusi nei confini sono quindi: la fase di raccolta, la successiva fase di trasporto dalla piattaforma di raccolta all'impianto di trattamento, il trattamento presso specifici impianti e il successivo trattamento delle frazioni separate in questi primi impianti presso impianti di riciclaggio/smaltimento finali.

Sono state considerate tredici categorie di impatto sull'ambiente e sulla salute umana, selezionate con l'intento di prendere in considerazione il più ampio spettro di problematiche ambientali potenzialmente causate dalle attività analizzate: Cambiamento climatico; Riduzione dello strato d'ozono; Formazione fotochimica di ozono; Acidificazione; Eutrofizzazione terrestre; Eutrofizzazione (acqua dolce); Eutrofizzazione (acqua marina); Ecotossicità (acqua dolce); Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni); Tossicità per l'uomo (effetti non cancerogeni); Assunzione di materiale particolato; Impoverimento delle risorse idriche; Impoverimento delle risorse minerali e fossili. Gli indicatori di impatto considerati per queste categorie e i metodi di caratterizzazione utilizzati per il loro calcolo sono quelli raccomandati dalla Guida sull'impronta ambientale dei prodotti (Product Environmental footprint; PEF) sviluppata per la Commissione Europea dal Joint Research Centre (JRC), e incorporata nella Raccomandazione europea relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni (Commissione Europea, 2013).

Per la categoria Impoverimento delle risorse minerali e fossili, non sono stati tuttavia utilizzati i fattori di caratterizzazione dalla PEF (calcolati in funzione delle "riserve base" di ciascuna risorsa), ma quelli calcolati in funzione delle "riserve ultime" di tali risorse, riportati in Van Oers et al. (2002). Tali fattori sono stati infatti considerati più appropriati dal momento che, nella loro stima, non vengono introdotte ulteriori incertezze associate a considerazioni sulla disponibilità tecnica ed economica delle risorse.

Al fine di valutare le prestazioni energetiche delle attività esaminate, è stato infine calcolato l'indicatore Cumulative energy demand (CED), in accordo con il metodo descritto da Hirschier et al. (2010).

Per valutare le tecnologie di trattamento attuali in Regione Lombardia, è stato necessario quantificare i flussi di R4 dalle piattaforme di raccolta agli impianti di primo trattamento mediante la banca dati regionale (O.R.S.O., Osservatorio Rifiuti Sovraregionale). Sono stati così identificati e quindi analizzati gli impianti che trattano i quantitativi maggiori di tale categoria di RAEE. Ciò allo scopo di raccogliere dati primari, da utilizzarsi nell'analisi di inventario, circa il layout di processo, il bilancio di materia, il consumo di energia e di eventuali additivi.

I dati primari sono stati raccolti anche in merito al destino delle componenti separate dai RAEE dopo il primo trattamento e ai loro successivi processi di recupero. Per le informazioni mancanti, sono stati utilizzati dati di letteratura.

Ciò che caratterizza il trattamento di tali particolari rifiuti è proprio la complessità della filiera di trattamento stessa: dopo un primo impianto che compie una prima separazione, le varie componenti così separate sono inviate ciascuna ad un altro impianto, che può essere quello finale (ad es. per i rottami ferrosi) o che può ulteriormente separare la componente e quindi inviare i nuovi output ad altri impianti (come avviene ad es. per le schede elettroniche).

Per ogni unità di processo sulla base delle informazioni raccolte è stato creato un modulo all'interno del software SimaPro utilizzato in supporto all'analisi. Ciascun modulo comprende sia i consumi di energia e materiali e le emissioni dirette, sia i prodotti evitati (materiali ed energia) secondo lo stesso approccio utilizzato in studi precedenti (Rigamonti et al., 2010; Rigamonti et al., 2013).

3. Risultati

3.1 Bilancio di materia

La Figura 1 riassume il bilancio di materia relativo al trattamento di 1000 kg di piccoli elettrodomestici. In particolare, la Figura riporta sia i flussi di materiali (con i corrispondenti quantitativi) in uscita dal primo impianto di separazione (box "impianto trattamento R4") sia i flussi di materiali (sempre con i corrispondenti quantitativi) recuperati nei successivi trattamenti applicati alle frazioni separate. Infine la Figura riporta i prodotti evitati (box tratteggiati) grazie alla produzione di materiali secondari ed energia che avviene nel sistema di gestione dei rifiuti.

Il trattamento di 1 tonnellata di R4 permette così di evitare, con i quantitativi riportati in figura, la produzione primaria di vari metalli e prodotti (piombo, argento, palladio, oro, nickel, rame, alluminio, acciaio, cobalto, biossido di manganese, pannello di legno) e la produzione di circa 1504 MJ di energia termica e 675 kWh di energia elettrica.

3.2 Impatti ambientali

Complessivamente il recupero degli R4 risulta vantaggioso per tutte le categorie di impatto considerate, ad eccezione delle categorie di Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) e dell'Ecotossicità (acqua dolce), i cui indicatori riportano infatti valori di segno positivo. Ciò è principalmente legato al recupero dei rottami ferrosi, il cui riciclo risulta impattante nei confronti dell'ambiente per tutte le categorie relative alla tossicità.

Per comprendere quali siano le componenti separate dai RAEE che influenzano maggiormente i risultati, è stata effettuata un'analisi dei contributi.

In Figura 2 e Figura 3 si riportano, come esempio, i risultati di tale analisi rispettivamente per l'indicatore di Cambiamento climatico e per quello di Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) riferiti ad 1 tonnellata di R4 trattata.

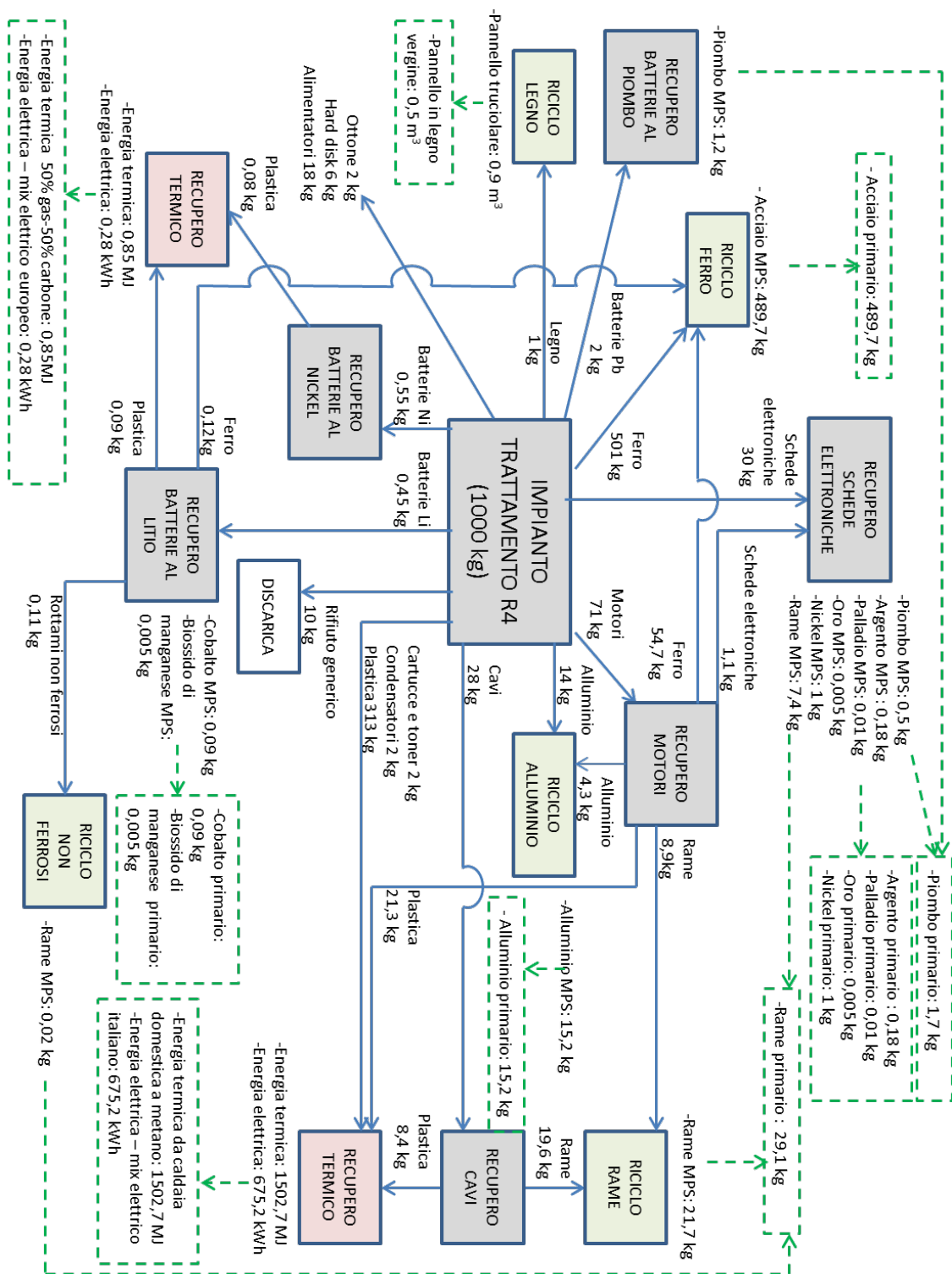


Figura 1: Bilancio di materia del trattamento di 1000 kg di piccoli elettrodomestici (i box tratteggiati indicano i prodotti evitati considerati nell'analisi) (MPS = materie prime secondarie)

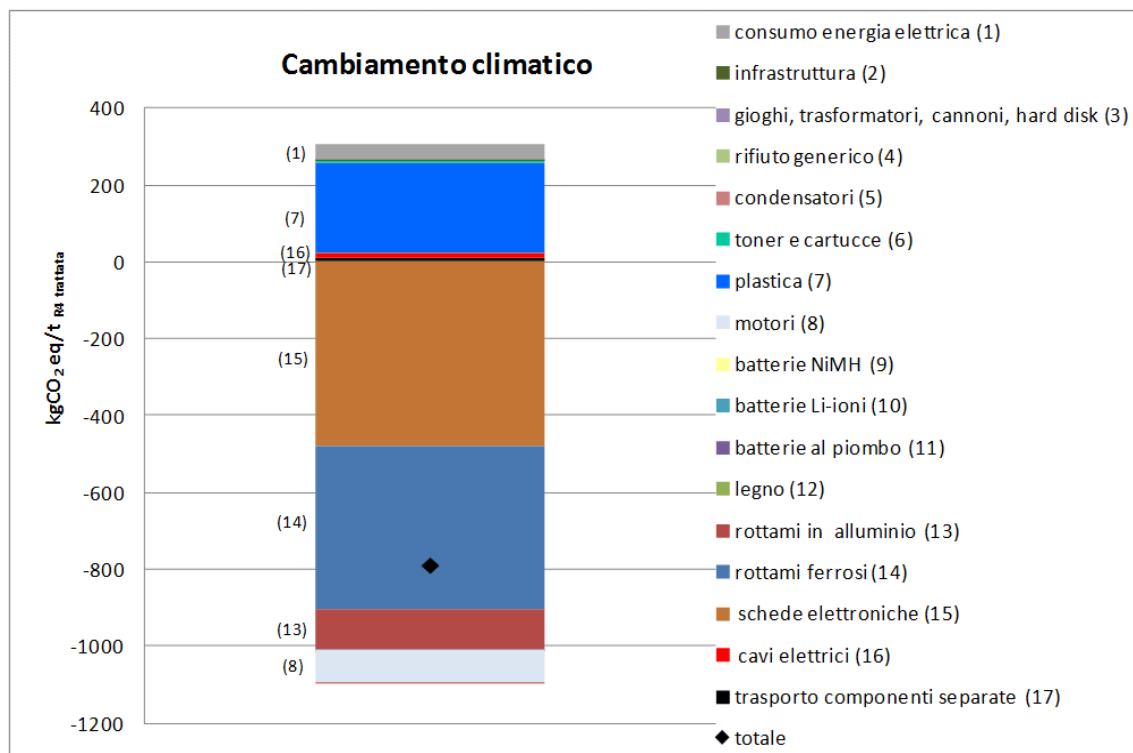


Figura 2: Indicatore di Cambiamento climatico associato al sistema di gestione degli R4 (riferito ad 1 t di R4 trattata)

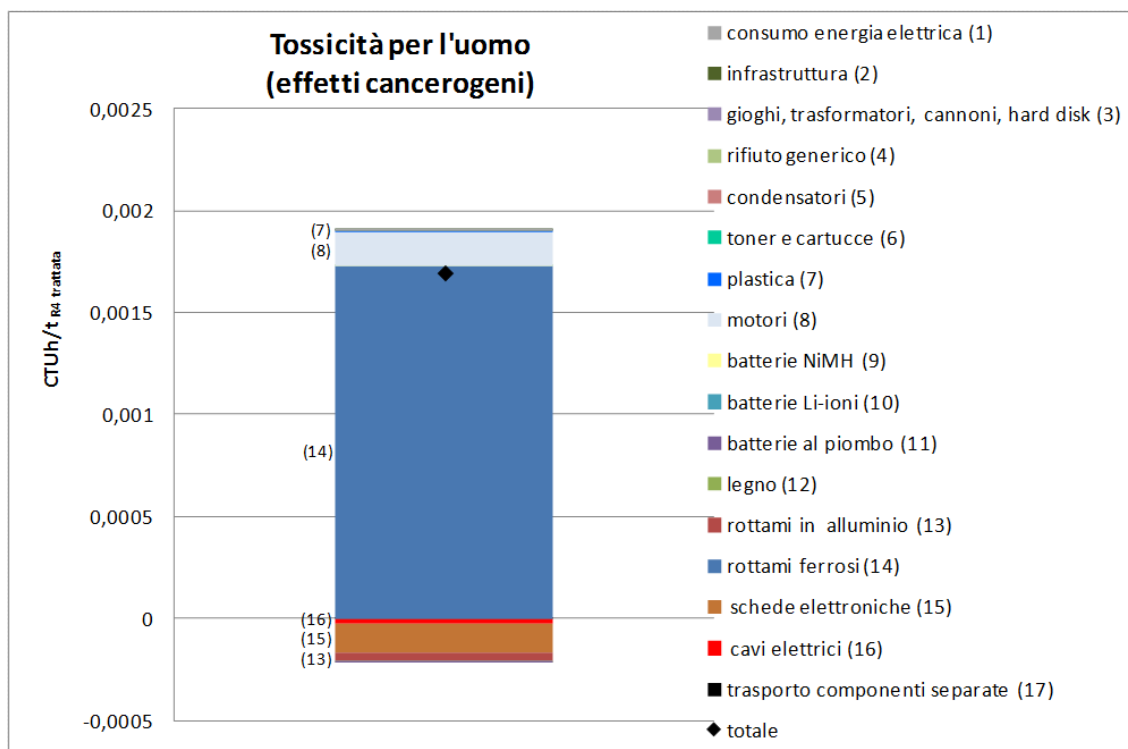


Figura 3: Indicatore di Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) associato al sistema di gestione degli R4 (riferito ad 1 t di R4 trattata)

Si nota che i principali contributi agli indicatori valutati sono associati alle componenti separate contenenti frazioni metalliche: schede elettroniche e rottami ferrosi in primo luogo, ma anche cavi e motori elettrici, contenenti a loro volta ferro, rame e schede elettroniche.

Il recupero delle schede elettroniche, nello specifico, risulta essere complessivamente vantaggioso per l'ambiente, con valori in segno negativi per tutti gli indicatori di impatto. I benefici sono principalmente legati al recupero dei metalli preziosi (oro, argento e palladio), benché in termini massici rappresentino meno dell'1% del materiale recuperato dalle schede. Unica eccezione si presenta per la categoria di impatto Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) per la quale i principali benefici provengono dal recupero del rame. Tale processo determina anche la maggior parte dei benefici associati al recupero dei cavi elettrici.

Infine, un ruolo importante nella gestione degli R4 è giocato anche dal recupero termico delle plastiche. In particolare, il trattamento delle plastiche in termovalorizzatori con recupero energetico arreca uno svantaggio all'ambiente per quanto riguarda la categoria di Cambiamento climatico (come si evince dalla Figura 2) a causa della presenza elevata di carbonio fossile nelle stesse.

Grazie invece al recupero di energia elettrica, la loro termovalorizzazione apporta un beneficio all'ambiente per le categorie di Riduzione dello strato d'ozono, Impoverimento delle risorse idriche, Impoverimento delle risorse minerali e fossili e Cumulative Energy Demand.

4. Conclusioni

L'analisi del sistema di gestione dei RAEE categoria R4 (piccoli elettrodomestici) ha mostrato una elevata complessità della filiera, con molti impianti coinvolti per il trattamento delle numerose componenti che vengono separate in una prima fase. In tal senso, una progettazione dei diversi prodotti pensata già in un'ottica di cosa avverrà dopo il loro utilizzo (ossia pensando già a come poi potrà avvenire lo smaltimento), potrebbe portare a ridurre tale complessità e quindi a facilitare il recupero di preziose materie prime.

Grazie alle informazioni ed ai dati reperiti contattando numerosi impianti, è stato possibile ricostruire il bilancio di materia del trattamento di questa variegata categoria di rifiuti. Nello specifico, il trattamento di 1 tonnellata di R4 permette di evitare la produzione primaria di vari metalli e prodotti (tra cui 490 kg di acciaio, 22 kg di rame, 4,3 kg di alluminio, 1,7 kg di piombo, 0,18 kg di argento, 0,01 kg di palladio e 0,005 kg di oro) e la produzione di circa 1504 MJ di energia termica e 675 kWh di energia elettrica.

Sulla base di tale bilancio di materia e considerando anche i consumi di energia e materiali e le emissioni nell'ambiente nei diversi trattamenti, è stata applicata la metodologia LCA per la valutazione dei carichi ambientali. Complessivamente il recupero degli R4 è risultato vantaggioso per tutte le categorie di impatto considerate, ad eccezione delle categorie di Tossicità per l'uomo (effetti cancerogeni) e dell'Ecotossicità (acqua dolce).

5. Ringraziamenti

Si ringraziano tutti i gestori degli impianti che hanno fornito dati primari.

6. Bibliografia

Centro di Coordinamento RAEE, 2011. Dossier sulla gestione dei rifiuti da apparecchiature elettriche ed elettroniche in Lombardia anno 2011.

Commissione Europea, 2013. Raccomandazione della Commissione, del 9 aprile 2013, relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. Gazzetta ufficiale dell'Unione Europea, serie L Numero 124 del 4 maggio 2013.

Cui J., Zhang L., 2008. Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review, *Journal of Hazardous Materials* 158, 228–256.

Ekvall T, Assefa G, Bjorklund A, Erikson O and Finnveden G, 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management* 27: 989–996.

European Commission (EC) Joint Research Center (JRC) – Institute for Environment and Sustainability (IES) (eds.) 2010. ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment e Detailed Guidance, <http://ict.jrc.ec.europa.eu/assessment/publication> (March 15, 2012).

European Commission, 2014.

http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/key_waste_streams/waste_electrical_electronic_equipment_weee, ultimo accesso 12/05/2014

Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 91: 1–21.

Hischier R., Weidema B., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M., Nemecek T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent report N. 3, v 2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Lu L.T., Wernick I. K., Hsiao T.-Y., Yu Y.H., Yang Y.M., Ma H.-W., 2006. Balancing the life cycle impacts of notebook computers: Taiwan's experience, *Resources, Conservation and Recycling* 48, 13-25.

Park P.J., Tahara K., Jeong I.T., Lee K.M., 2006. Comparison of four methods for integrating environmental and economic aspects in the end-of-life stage of a washing machine, *Resources, Conservation and Recycling* 48, 71-85.

Rigamonti L., Falbo A., Grosso M., 2013. Improving integrated waste management at the regional level: the case of Lombardia. *Waste Management and Research* 31(9), 946-953.

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.

Tsydenova O., Bengtsson M., 2011. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment, *Waste Management* 31, 45-58.

Tuncuk A., Stazi V., Akci A. I, Yazici E.Y., Deveci H., 2012. Aqueous metal recovery techniques from e-scrap: Hydrometallurgy in recycling, *Minerals Engineering* 25, 28-37.

Van Oers L., de Koning A., Guinée J.B., Huppes G., 2002. Abiotic resource depletion in LCA –Improving characterisation factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute.

Wäger P.A., Hischier R., Eugster M., 2011. Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). A follow-up, *Science of the Total Environment* 409: 1746-1756.

The use of leaching data in LCA: landfilling of Hospital Waste incineration bottom ash

Martina, Di Gianfilippo¹; Giulia, Costa¹; Francesco, Lombardi¹; Thomas, Fruergaard Astrup²

¹Laboratory of Environmental Engineering, Department of Civil Engineering and Computer Science Engineering, University of Rome Tor Vergata, via del Politecnico 1, 00133 Rome, Italy

²Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Building 113, 2008 Kgs.Lyngby, Denmark
di.gianfilippo@ing.uniroma2.it

Abstract

This work analyzes the effects of implementing in LCA experimental leaching data to describe the potential environmental impacts related to the management options selected for a specific type of waste. As a case study the landfilling of Hospital Waste Incineration bottom ash (HW-I BA) was considered. In order to simulate the leaching behavior of the material in the considered scenario, both batch and column leaching tests data were used as input parameters in LCA modelling and the results were compared. Transport of the material to the landfill and the energy consumed for the leachate treatment were also included in the assessment. For both toxic categories (Ecotoxicity and Human toxicity) selected, the environmental impacts related to the use of batch test data resulted slightly higher than those obtained by column tests. Transport proved to play a dominant role on human toxicity especially considering column test data. The non-negligible overall impacts related to the leaching process, pointed out that the leaching behavior should be accounted for in LCA studies when evaluating the environmental impacts related to disposal/reuse options for a waste material.

1. Introduction

LCA has been increasingly applied in recent times to compare the potential environmental impacts associated to different waste management strategies. In particular, for solid waste materials a key factor for the assessment of the impacts deriving from landfilling or reuse in different applications (e.g. as road sub-base or filling material) is the quantification of the type and amount of contaminants released by the material upon contact with water (i.e. its leaching behavior). Generally, in the inventory of the landfill scenario, the potential emissions to surface water, groundwater and soil are hypothesized on the basis of field measurements carried out in specific sites where municipal solid waste or other types of waste were disposed of. Often the constructive and operational characteristics of the landfill site, as well as the properties of the waste material that are being assessed differ considerably from those from which the inventory data were derived. This may lead to inaccurate conclusions and also to the impossibility of comparing the impacts related to the landfilling of specific types of residues (e.g. bottom ash generated by different types of thermal treatments) for which field data is not available. In fact, different parameters such as the intrinsic characteristics of the considered material (particle size distribution, chemical composition and the solubility of the mineral phases making up the waste material solid matrix) and specific field conditions to which the material might be subjected to, i.e.: pH, the amount of water percolating through the waste solid matrix (L/S ratio) and temperature, influence the release of pollutants that can create a risk for the surrounding environment and human health (van der Sloot, 1996; Sabbas et al., 2003).

In the last decades, different types of tests and models were developed in order to evaluate the leaching behavior of a waste material under specific conditions (e.g. Kosson et al., 2002, van der Sloot et al., 2003). Both static (batch) and dynamic (column) tests, assessing the release of contaminants as a function of the L/S ratio and pH, have or are being standardized at the European level by the CEN/TC 292 (European Committee for Standardization, Technical Committee 'Characterization of Waste').

In particular, compliance leaching tests, such as EN 12457-2 and EN 12457-1 have been developed to assess the release of contaminants from a waste material at its native pH and for a specific L/S ratio, respectively 10 and 2 l/kg. The results of these tests are compared to landfill acceptance criteria set by EU legislation or limit values for reuse. In addition, characterization tests such as the percolation (CEN/TS 14405) and the pH-dependent test (CEN/TS 14429) have been developed to investigate the evolution of the release of main and trace elements from the material as a function of the L/S ratio and pH, respectively.

Hence, in order to improve the description of the environmental behavior of a waste material in a specific disposal or reuse scenario, it could be interesting to make reference to experimental data obtained by standardized tests. However, the type of test and operating conditions should be carefully selected in order to be representative of the analyzed scenario. On the basis of the above considerations, the aim of the present study is to analyze the effects of using experimental leaching data to describe the potential environmental impacts related to the management of a specific type of waste. As a case study material, Hospital Waste Incineration bottom ash (HW-I BA) was selected and different types of leaching tests were performed. Some of the results obtained were then implemented in a LCA software to model the environmental impacts associated to a hypothetical disposal scenario. This specific type of bottom ash was selected since it has shown to present a different physical-chemical and mineralogical composition as well as leaching behavior compared to the residues obtained by other types of waste thermal treatment processes (Rocca et al., 2011; Rocca et al., 2009). However, it is important to point out that the aim of the study is to develop a general approach that can be applied for a wide range of waste materials and for different disposal or reuse scenarios.

2. Methods

2.1. Leaching data

To evaluate the leaching behavior of the considered material the following leaching tests were performed: CEN/TS 14405 percolation column test; EN 12457-2 batch test at L/S of 10 l/kg; EN 12457-1 batch test at L/S of 2 l/kg.

In all three types of tests, leaching is determined as a function of the L/S ratio. The major differences are that the batch tests are performed with a specific volume of leaching solution (fixed L/S), which is not renewed during the test (duration of 24 h) and on small subsamples (4-8 g); whereas in dynamic column tests, the leaching solution is continuously renewed and the constituents' release can be determined as a function of the cumulative L/S ratio (0.1, 0.2, 0.5, 1, 2, 5, and 10 l/kg of dry matter). Moreover, this type of test requires a larger amount of sample, around 2-4 kg depending on the type of material, and is much more time consuming (requiring weeks or months).

In Figure 1, the trends achieved for selected elements are shown as an example of the results obtained from the batch and column experiments. In the graphs the average concentration values leached per kg of dry slag obtained by each type of procedure (column test, batch test at L/S of 2 l/kg and batch test at L/S of 10 l/kg) are reported as a function of the applied L/S ratio. It should be noted that the results of the column test are expressed in terms of the cumulative amount of constituent released up to the specific overall L/S ratio applied from the beginning of the experiment.

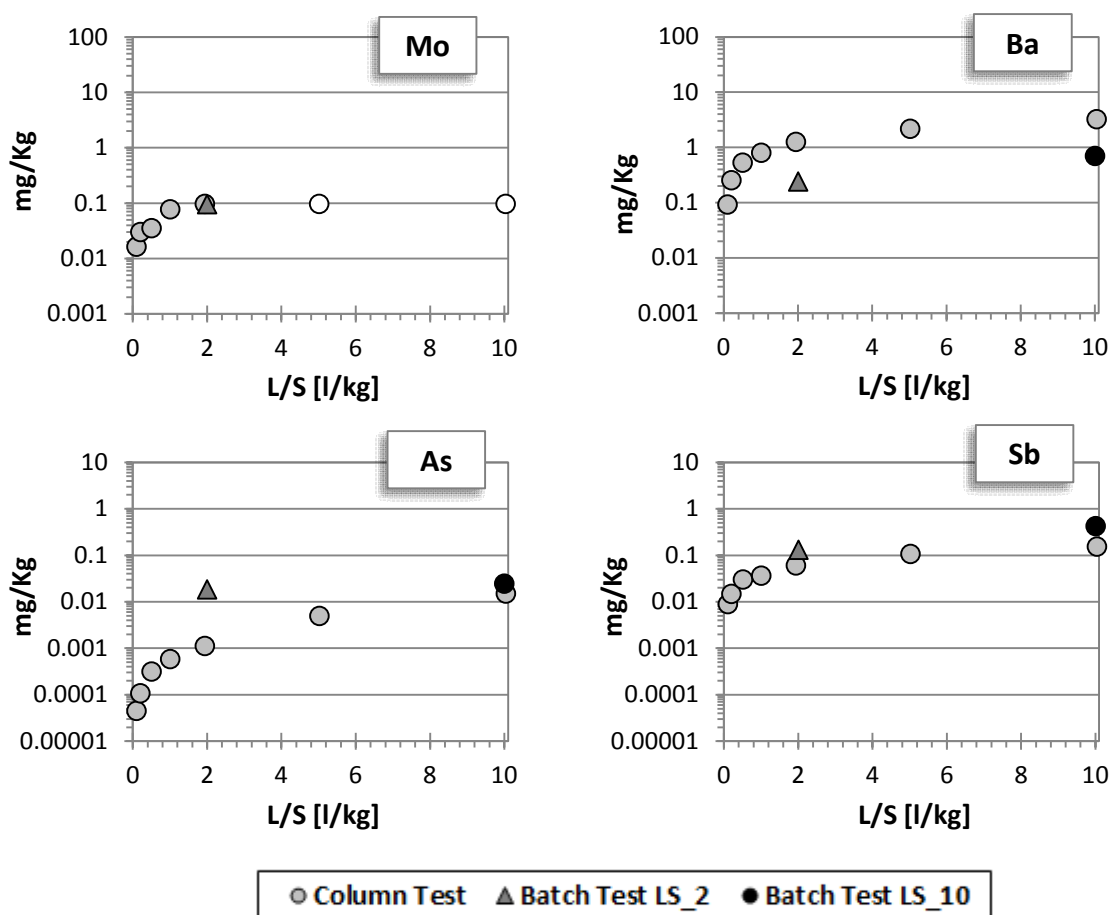


Figure 1: Leachate concentrations (mg/kg dry wt.) of Mo, Ba, As and Sb as a function of the applied L/S ratio (l/kg)

As may be noted from these graphs, different results were obtained depending on the considered element. The concentrations measured for Ba in both batch tests were lower than the values detected in the column test; Mo in the batch test at L/S = 10 l/kg and in the last two eluates of the column test (reported in the figure with white dots) was below the instrumental quantification limit (0.01 mg/l). Instead, the results obtained for Sb indicated that there are no significant differences between the concentrations measured from column and batch testing. Finally, for As the batch test at L/S = 2 l/kg provided a higher concentration value than that measured in the column test, while instead for a L/S of 10 l/kg quite similar results were found applying the two types of tests.

2.2. Assumptions, data and models employed for the LCA study

The goal of the LCA study was to evaluate the potential environmental impacts related to the landfilling of bottom ash from hospital waste incineration, on the basis of the results of different types of lab-scale leaching tests.

The study was performed using the LCA modeling software EASETECH developed by the Technical University of Denmark for the assessment of environmental technologies (Clavreul et al., 2013).

The functional unit selected for this study is the disposal of 1 ton of HW-I BA as generated at the incineration plant. A time horizon of 100 years was considered for the assessment. The BA was hypothesized to be disposed of in a separate cell of a non-hazardous waste landfill of which the collected leachate is sent to a wastewater treatment plant (WWTP). The system boundaries were assumed to start at the point where the material is generated at the incineration plant. In order to evaluate the weight of the leaching process in the overall scenario, besides the leaching behavior, also the transport of the material to the landfill and the energy consumed for the leachate treatment at the wastewater treatment plant were included.

Specifically, it was assumed that the generated BA is transported to a landfill 70 km far from the incineration plant. Transport was assumed to take place on a 28-32 ton Euro 4 truck. The dataset used was directly taken from the EASETECH database (Truck, 28t-32t, Euro4, highway).

The leaching of trace elements during the period of investigation (100 years) was assessed by calculating the amount of water expected to percolate through the material (i.e. the L/S ratio obtained in the field) and then using the results obtained by laboratory tests carried out at the same L/S ratio.

The L/S ratio was estimated using the simplified formula shown below, assuming disposal in a percolation-controlled scenario as reported by Kosson et al. (1996).

$$\frac{L}{S} \left[\frac{l}{kg} \right] = \frac{\text{net infiltration} \left[\frac{mm}{year} \right] \cdot \text{temporal horizon [years]}}{\text{bulk density} \left[\frac{kg}{m^3} \right] \cdot \text{thickness of the layer [m]}}$$

A field L/S ratio of around 2 l/kg was obtained selecting the following parameters:

- infiltrated precipitation= 640 mm/year for the first 2 years and 320 mm/year for the remaining 98 years;
- bulk density= 1.6 t/m³ (Hjelmar et al., 2010);
- thickness of the layer= 10 m.

Water net infiltration was assumed to correspond to 80% of the yearly precipitation (800 mm/year) for the first two years (active state of the landfill) and 40% for the subsequent 98 years (in which the presence of a low-permeability top cover was hypothesized). The leaching data was directly taken from the results of the CEN/TS 14405 percolation column tests (at a cumulative L/S of 2 l/kg) and from the compliance batch test EN 12457-1. It is important to point out that the L/S estimation and consequentially the leaching data used to model the scenario depend strictly on the assumptions made.

However, if the anticipated infiltration rate is not known and site-specific parameters are not available, an L/S ratio of 2 l/kg is considered to be conservative for long term release from a mono-landfill with a low permeability final cover (Kosson et al., 1996). During the entire timeframe considered, leachate was assumed to be collected and treated in a wastewater treatment plant (WWTP). It was also supposed that a part of the leachate, 20% on average, would reach the surrounding environment due to defects in the liner and collection system. The distribution of constituents leaching out from the landfill was supposed to be partitioned as follows (Birgisdottir et al., 2007):

- 85% to industrial soil and 15% to surface water for the elements that are expected to be retained by the soil such as: metals, metalloids and oxyanions;
- 100% to surface water for salts (Cl^- , Na, SO_4^{2-}).

The contaminants' removal efficiencies, as well as the amount of energy consumption of the WWTP, were taken from the EASETECH database module "Leachate treatment (WWTP)". While for electricity consumption, the ECOINVENT database process "electricity production, natural gas, at conventional Italian power plant" was chosen. As reported by Turconi et al. 2011, in fact, during the past few decades, natural gas was the most important energy resource for electricity production in Italy and therefore may be considered, as a first approximation, the marginal electricity source.

Concerning impacts assessment, as the study focused on the comparative analysis of the environmental impacts related to the use of data obtained by different leaching tests as input in LCA, only the toxicity impact categories, i.e.: Human Toxicity (HT) and Ecotoxicity (ET), were selected as they were considered the most representative for the assessment. The USEtox characterization method (Rosenbaum et al., 2008) was applied to quantify the impacts for both categories expressed in terms of comparative toxic units (CTU). For human toxicity, impacts are related to the estimated increase in morbidity in the total human population per unit mass of emitted chemical, assuming equal weighting between cancer and non-cancer (CTUh). Instead, the characterization factors for aquatic ecotoxicity provide an estimate of the potentially affected fraction of species (PAF) integrated over time and volume per unit mass of a chemical emitted (CTUe).

3. Results

3.1. Life cycle inventory of leaching data

In Table 1 the results obtained from the inventory analysis for both types of leaching tests are reported. It should be noted that only the compounds for which characterization factors are provided by the USEtox model and which give contribution to the total environmental impacts are shown.

That means that some of the elements measured in the eluates of the leaching tests (e.g: Cl^- and Dissolved organic carbon) are not taken into account in the impacts assessment. The results are directly expressed as kg of elements released in the considered environmental compartments (Industrial Soil or Surface Water) per ton of dry waste.

Element	Batch Test		Column Test	
	Industrial Soil	Surface Water	Industrial Soil	Surface Water
As	3.15E-06	5.00E-06	1.91E-07	3.03E-07
Ba	4.12E-05	3.63E-05	2.13E-04	1.88E-04
Cr	1.43E-05	4.29E-05	5.63E-07	1.69E-06
Mo	1.62E-05	1.43E-05	1.64E-05	1.45E-05
Sb	2.23E-05	1.97E-05	1.04E-05	9.15E-06
V	3.80E-06	1.32E-05	/	/
Zn	7.48E-06	1.19E-05	6.88E-07	1.09E-06

Table 1: Summary of the leaching data inventory [kg/ton dry matter]

As it results clear from the table, for most of the considered compounds, (As, Ba, Cr and Zn) the values resulting from the batch test are of up to one order of magnitude higher than those obtained from the column test. These results can be mainly related to the different mode of execution of the two types of leaching tests.

In fact, while in the batch test the material is in a pseudo-equilibrium condition with the water phase; the column test is a dynamic test in which the leachant is continuously renewed. Although batch tests are simple and less time and money-consuming compared to column tests, the latter are considered the most suitable lab-scale method for assessing the leaching behavior of a granular material under a variety of field conditions (Lopez Meza et al., 2008).

3.2. Life Cycle Impact Characterization

The results of the comparison between the use of batch (left histogram) and column tests (right histogram) in LCA for the modeling of the leaching behavior of the considered material (HW-I BA) are reported in Figure 2. The results are presented as characterized potential impacts for human toxicity and ecotoxicity.

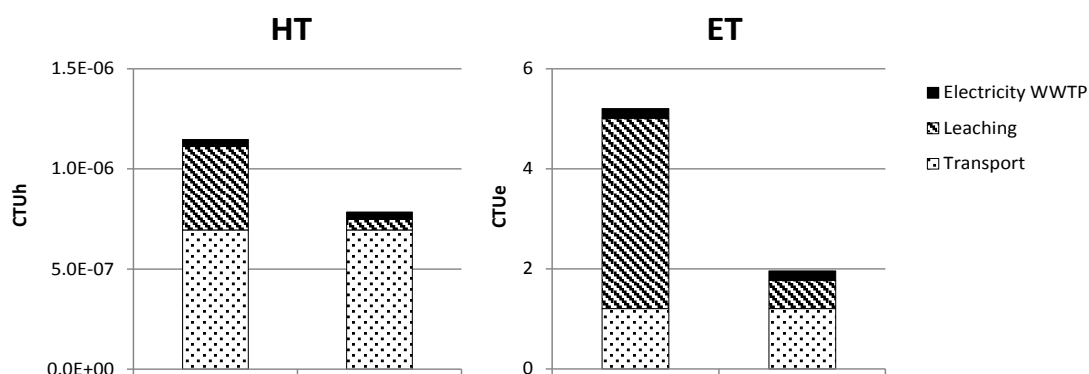


Figure 2: Results of the impact characterization phase

It is important to point out that in both of the performed simulations WWTP electricity consumption and transport were assumed to be the same and only the leaching data were changed. The impacts reported for leaching in the graphs were calculated as the sum of the contribution of the uncollected leachate from the landfill to industrial soil and surface water and of the emissions of the contaminants to the surface water after leachate treatment in the WWTP.

In agreement with the inventory analysis, the results show that for both toxic categories considered the environmental impacts related to the use of batch leaching test data are higher than those obtained by the column tests, even though of the same order of magnitude. For human toxicity, transport plays a dominant role especially considering the use of column test data for the leaching behavior (90%). The leaching process instead proved to be predominant for the ecotoxicity category using batch test leaching data (80%), while accounted only for around 30% considering column test results. In all cases the energy consumption due to the WWTP resulted almost negligible (< 8%). For both toxic categories the main contributor to the leaching impacts was Cr (VI) emitted to the surface water. Moreover, for human toxicity also the emissions of As and Ba in surface water proved to be important.

4. Conclusions

Experimental results from batch and column leaching tests were used as input parameters in a LCA model in order to identify the differences that the choice of the leaching test data can yield in terms of total environmental impacts when assessing the impacts associated to the management option selected for a waste material. As a case study, the land-filling of hospital waste incineration bottom ash was selected. Assuming a percolation-controlled regime, the L/S ratio expected in the considered scenario was calculated and used to extrapolate the inventory leaching data for the assessment. Only toxicity-related impact categories were selected as they were assumed to be the most representative for the study. For both categories considered, the environmental impacts related to the use of batch leaching test data resulted slightly higher than those obtained by employing column test results. However, considering the total environmental impacts of the scenario, leaching showed to play a much more important role using batch test data compared to column test results. Hence, the non-negligible impacts related to the leaching process suggest that the leaching behavior should be considered in LCA when evaluating the environmental impacts related to disposal/reuse options of a waste material, but indicate also that the type of test employed may significantly affect the results. Future investigations will be aimed at analyzing the significance of leaching data in LCA studies regarding different types of waste materials and other management scenarios.

5. References

- Birgisdóttir, H, Bhandar, G, Hauschild, MZ & Christensen, TH 2007, 'Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model', *Waste Management*, vol. 27, pp. S75–S84.
- Clavreul, J, Baumeister, H, Christensen, TH & Damgaard, A 2013, 'EASETECH – an Environmental Assessment System for Environmental TECHNOlogies', Submitted to *Environmental Modelling and Software*.
- European Committee for Standardization (CEN), 2004. Technical specification (TS) 14405:2004 Characterization of waste – leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions). CEN Management Centre, Brussels.
- Hjelmar, O, Johnson, A & Comans, R 2010, 'Incineration: Solid Residues, in Anonymous Solid Waste Technology & Management', John Wiley & Sons, Ltd, pp. 430–462.
- Italian Committee for Standardization (UNI), 2004. EN 12457-1:2004. Characterisation of waste-Leaching-Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges—part 1: one stage batch test at a liquid to solid ratio of 2 l/kg for materials with high solid content and with particle size below 4mm (without or with size reduction), UNI, Milan.
- Italian Committee for Standardization (UNI), 2004. EN 12457-2:2004. Characterisation of waste-Leaching-Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges—part 2: one stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 4mm (without or with size reduction), UNI, Milan.
- Kosson, DS, van der Sloot, HA & Eighmy, TT 1996, 'An approach for estimation of contaminant release during utilization and disposal of municipal waste combustion residues', *Journal of hazardous materials*, vol. 47, pp. 43–75.
- Kosson, DS, van der Sloot, HA, Sanchez, F & Garrabrants, AC 2002, 'An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials', *Environmental Engineering Science*, vol. 19, no. 3, pp. 159–204.
- López Meza, S, Garrabrants, AC, van der Sloot, HA & Kosson DS 2008, 'Comparison of the release of constituents from granular materials under batch and column testing', *Waste Management*, vol. 28, pp. 1853–1867.

Rocca, S, Lategano, E, Costa, G, Galeotti, L, & Lombardi, F 2009, 'The reuse potential of waste incineration bottom ash: a comparative experimental study', paper presented to the Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula (CA), Italy.

Rocca, S, van Zomeren, A, Costa, G, Dijkstra, JJ, Comans, RNJ & Lombardi, F 2011, 'Leaching properties of hospital waste incineration bottom ash in relation to disposal or reuse options', paper presented to the Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula (CA), Italy 3-7 October.

Rosenbaum, RK, Bachmann, TM, Gold, LS, Huijbregts, MAJ, Jolliet, O, Juraske, R, Koehler, A, Larsen, HF, MacLeod, M, Margni, MD, McKone, TE, Payet, J, Schuhmacher, M, van de Meent, D & Hauschild, MZ 2008 'USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, pp. 532-546.

Turconi, R, Butera, S, Boldrin, A, Grosso, M, Rigamonti, L & Astrup, T 2011, 'Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models' *Waste Management & Research*, vol. 29, no. 10, pp.78-90.

Sabbas, T, Poletini, A, Pomi, R, Astrup, T, Hjelmar, O, Mostbauer, P, Cappai, G, Magel, G, Salhofer, S, Speiser, C, Heuss-Assbichler, C, Klein, R & Lechner, P 2003, 'Management of municipal solid waste incineration residues', *Waste Management*, vol. 23, no. 4, pp. 61-88.

van der Sloot, HA, van Zomeren, A, Seignette, PFAB, Dijkstra, JJ, Comans, RNJ, Meeussen, JCL, Kosson, DS & Hjelmar, O 2003, 'Evaluation of environmental aspects of alternative materials using an integrated approach assisted by a database/expert system', paper presented to the International Symposium 'Advances in Waste Management and Recycling', Dundee, Scotland, 9-11 September.

van der Sloot, HA 1996 'Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification', *Waste Management*, vol. 16, pp. 65-81.

Analisi ambientale di processi di recupero di prodotti sanitari assorbenti

S. Belli, E. Carnevale¹, L. Lombardi², D. Bianchi³

¹Dipartimento di Ingegneria Industriale – Università degli Studi di Firenze

²Università degli Studi Niccolò Cusano - Roma

³Ambiente Italia

lidia.lombardi@unicusano.it

Sommario

L'obiettivo di questo studio è la valutazione degli impatti sull'ambiente di un processo innovativo di recupero di rifiuti generati dall'utilizzo di Prodotti Sanitari Assorbenti (PSA), e parallelamente il confronto di tali impatti con quelli generati da un processo di termovalorizzazione alimentato dallo stesso tipo di rifiuti. Il processo innovativo di recupero, oggetto dello studio, si basa sulla preliminare igienizzazione dei PSA in autoclave a vapore sotto pressione, per poi procedere al recupero di plastica e cellulosa.

1. Introduzione

L'uso di prodotti sanitari assorbenti (PSA) genera un rilevante quantitativo di rifiuti, stimato, in Italia, in circa 900.000 t annue (Ambiente Italia, 2013), di cui circa 260.000 di soli pannolini per bambini (Belli, 2014), rappresentando, così, una quota molto rilevante del Rifiuto Urbano Residuo (fino al 6%), laddove sono attive raccolte differenziate. Tali ingenti quantitativi, hanno fatto sì che nel tempo siano state proposte e sperimentate varie tecnologie, sia produttive (Environment Agency UK, 2008; GRISS, 2011) che di recupero/smaltimento (Deloitte, 2011), di questi prodotti, volte a ridurre gli effetti negativi sull'ambiente. A tal proposito, Fater s.p.a., azienda leader nel mercato italiano nella produzione di prodotti assorbenti per la persona con sede a Pescara, ha messo a punto un sistema di riciclo integrale del suddetto flusso di rifiuti, che potrebbe costituire una alternativa ambientalmente preferibile al convenzionale smaltimento (in parte in discarica ed in parte ad incenerimento).

Il presente studio si propone quindi di valutare, attraverso la Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006) i carichi ambientali generati da un processo di trattamento innovativo dei rifiuti da PSA, ispirato al sistema Fater, rispetto ad una tecnologia ormai consolidata basata sulla combustione di essi.

2. LCA - Obiettivo e campo di applicazione

L'obiettivo di questo studio è la valutazione dell'impatto ambientale generato da un sistema di recupero da rifiuti PSA (Figura 1), che, a partire da raccolta differenziata, è volto al recupero di materia plastica e cellulosica, rispetto ad un tradizionale processo di termovalorizzazione (WtE), alimentato analogamente da rifiuto PSA proveniente da raccolta differenziata. In tal modo ci si propone di verificare, preliminarmente e con riferimento al caso specifico, se, come suggerito dalla normativa europea e nazionale, un sistema basato sul recupero di materia sia preferibile, da un punto di vista ambientale, rispetto ad un sistema basato sul recupero energetico.

L'assetto impiantistico della tecnologia di recupero di materia (Figura 1) prevede essenzialmente due comparti funzionali: il trattamento in autoclave dei rifiuti da PSA, in cui attraverso vapore ad alta pressione e temperatura (7 bar, 170 °C) si realizza la sterilizzazione del rifiuto; il trattamento di separazione meccanica delle componenti dei pannolini.

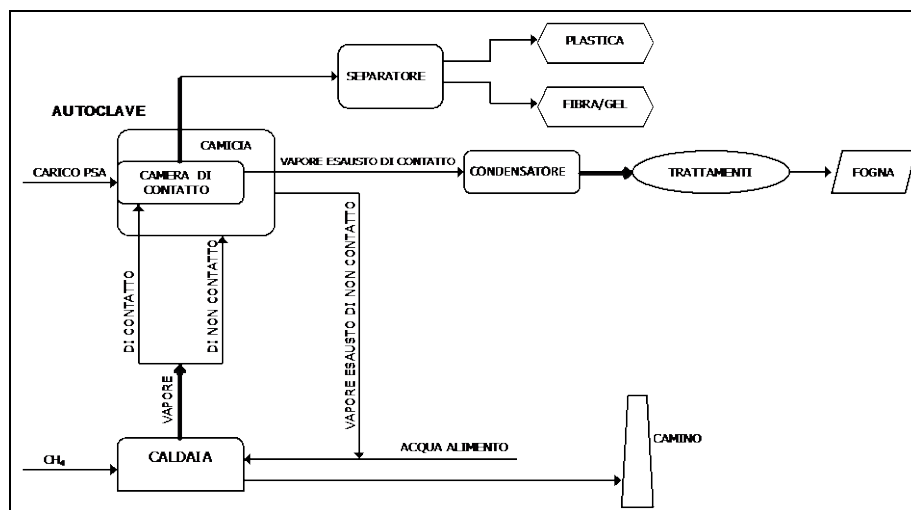


Figura 1: Schema di processo della tecnologia di recupero di materia da PSA

L'unità funzionale scelta come riferimento è una tonnellata di rifiuto derivante dalla raccolta differenziata di PSA, ed in particolare pannolini per bambini, effettuata mediante appositi sacchi contenitivi di materiale plastico.

Lo studio è condotto secondo un approccio di tipo *"from gate to grave"*. Per gli scarti di processo si assume lo smaltimento in discarica, includendo nell'analisi degli impatti, però, il solo contributo in termini di generazione di rifiuti solidi. Trattandosi di uno studio comparativo, le fasi di raccolta differenziata e di trasporto all'impianto di trattamento non sono state incluse nei confini dei sistemi, essendo comuni ad entrambi gli scenari di gestione.

3. LCA - Analisi di Inventario

I dati impiegati per l'analisi d'inventario sono stati in parte ricavati da dati resi pubblici da Fater (2011), in parte da letteratura ed in parte derivano da assunzioni e stime effettuate mediante l'implementazione di appositi modelli di calcolo. Per l'inventario dei flussi di energia e materiali entranti ed uscenti dai sistemi studiati, è stato utilizzato il database ecoinvent 2.2 (Swiss Centre for Life Cycle Inventory, 2010) attraverso il software SimaPro 7.3 (Pré, 2013).

3.1. Dati di inventario per il sistema Fater

Partendo dalla composizione media dei PSA, in particolare dei pannolini per bambini relativa all'anno 2011 (European Commission, DEKRA, PE International, 2012), e da una stima sui quantitativi di escrementi riconducibili all'utilizzo di tali prodotti (Environmental Agency UK, 2005; Environmental Agency UK, 2008), è stata stimata la composizione merceologica media del rifiuto da PSA in ingresso (Tabella 1).

La composizione elementare media è stata ricavata di conseguenza (Tabella 2) (ENEA-EDANA, 2010; Jönsson et al., 2005). Le composizioni dei flussi a valle del processo di sterilizzazione in autoclave e dei trattamenti necessari al recupero di materia (materie plastiche, fibre cellulosiche miste a sorbente, acque da trattare) sono state stimate mediante bilancio di massa.

Componenti	Prodotto nuovo		Prodotto usato	
	% in peso umido	Umidità dei materiali	% in peso umido	Umidità dei materiali
Fluff Pulp	36,6%	20,0%	9,6%	20,0%
SAP ¹	30,7%	0,0%	8,0%	0,0%
LDPE ²	6,2%	0,0%	1,6%	0,0%
Polipropilene	16,0%	0,0%	4,2%	0,0%
Materiali adesivi	2,8%	0,0%	0,7%	0,0%
Materiali elastici	0,4%	0,0%	0,1%	0,0%
Altri	7,3%	0,0%	1,9%	0,0%
Feci	-	-	13,3%	86,2%
Urine	-	-	60,6%	96,5%
Totale	100%	7,3%	100%	71,8%

¹ SuperAbsorbent Polymers; ² Low density polyethylene.

Tabella 1: Composizione merceologica media e umidità del rifiuto da pannolino

Elemento chimico	Prodotto nuovo	Prodotto usato	Elemento chimico	Prodotto nuovo	Prodotto usato
C fossile	38,97%	10,18%	P	0,0036%	0,13%
C biomassa	12,62%	4,38%	Cl	0,13%	0,03%
O	32,03%	9,30%	Br	-	-
H	8,75%	2,47%	F	0,0010%	0,0003%
S	0,059%	0,10%	Altro	0,13%	0,34%
N	0,01%	1,25%	Umidità	7,32%	71,82%

Tabella 2: Composizione elementare media del pannolino e del rifiuto da pannolino

I principali input al processo di recupero di materia sono consumi di energia elettrica e termica. I consumi di energia elettrica, per le varie attrezzature del sistema e per la separazione dei due flussi, sono stati ricavati sulla base di un valore medio, reso noto da Fater (2011), derivante da test effettuati su un impianto dimostrativo. I consumi di energia termica, in termini di gas naturale per alimentare la caldaia che produce il vapore per il processo in autoclave, sono stati stimati mediante un modello termodinamico semplificato, appositamente creato (Belli, 2014), utilizzando il software Engineering Equation Solver (EES).

Le emissioni specifiche in atmosfera, attribuibili alla caldaia, derivanti dalla combustione di gas naturale, sono state stimate attraverso un appropriato record del database ecoinvent. Per l'inventario dei processi di produzione dell'energia elettrica è stato utilizzato il record ecoinvent corrispondente al mix elettrico nazionale italiano.

Rispetto alla possibilità di recupero dei materiali plastici e cellulosici generati in uscita dal processo di recupero di materia, è stata fatta l'ipotesi che non tutto il materiale sia di qualità adeguata al recupero (Ambiente Italia, 2013): per la plastica è stata ipotizzata una percentuale di scarto pari al 25%, vale a dire il 75% può sostituire effettivamente un analogo quantitativo di granuli di polipropilene (PP); per la frazione cellulosica è stata ipotizzata una percentuale di scarto pari al 20%, ipotizzando che l'80% possa sostituire un corrispondente quantitativo di pasta di legno vergine, impiegata nei processi di produzione di cartone. In mancanza di informazioni specifiche, i consumi per i trattamenti necessari a tale raffinazione, sono stati stimati, in prima approssimazione, assimilandone i consumi medi di elettricità a quelli dei macchinari presenti in un sistema di selezione meccanica di rifiuti urbani indifferenziati, quantificabile in 0,028 kWh/kg di rifiuto trattati, calcolato come il valore medio di molti valori presenti in letteratura (Bovea et al., 2010; Lombardi et al., 2007; Lombardi e Corti, 2008; Rezaeyeh et al., 2012).

Le distanze di percorrenza, per il trasporto della fibra in cartiera e per il conferimento degli scarti, sono state assunte pari a 100 e 50 km rispettivamente, coperte da un veicolo da 16-32 tonnellate di portata utile, il cui record è stato estratto dal database ecoinvent.

In relazione al recupero di materia - granuli di PP e pasta di legno - sono state considerate le emissioni evitate dalla mancata produzione attraverso processi tradizionali. Tali processi sono stati inventariati usando appropriati record dal database ecoinvent.

La Figura 2 riporta lo schema quantitativo dei flussi riferiti a 1000 kg di PSA (unità funzionale).

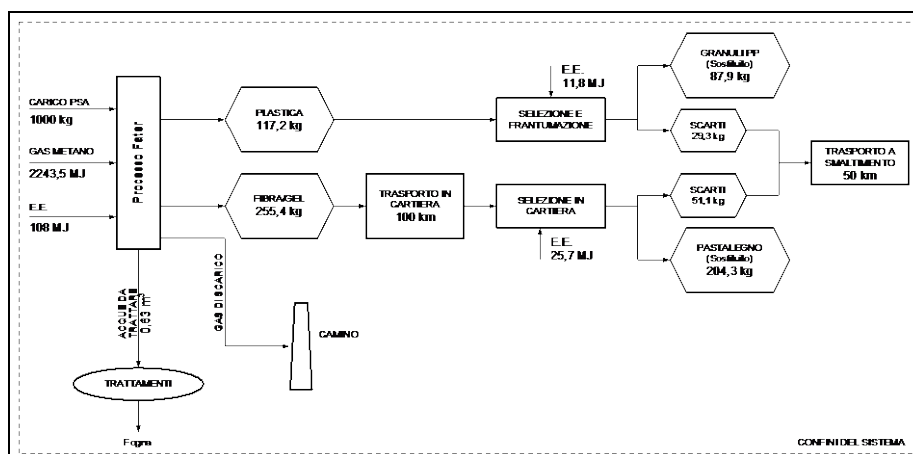


Figura 2: Schema quantitativo dei flussi per il processo Fater

3.2. Dati di inventario per il sistema di termovalorizzazione

Le emissioni ed i flussi di materiali in ingresso/uscita all'impianto WtE (prodotti chimici per la depurazione dei fumi, residui solidi, energia prodotta, emissioni al camino) sono stati calcolati utilizzando un modello sviluppato dal Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università degli Studi di Firenze, mediante l'impiego del software EES.

Una preventiva essiccazione è resa necessaria dall'elevato contenuto di umidità che caratterizza il rifiuto e che ne determina un basso potere calorifico. Una parte del vapore generato viene pertanto spillata alla pressione di 3 bar per l'essiccazione del rifiuto, passando in questo modo da un Potere Calorifico Inferiore (PCI) di 4,5 MJ/kg relativo ad un'umidità pari al 71,8% in peso, ad un PCI pari a 8 MJ/kg relativo ad un'umidità pari al 57,7%.

La Tabella 3 riporta la composizione in massa, in input al modello, relativa al rifiuto essiccato in ingresso.

Elemento chimico	% in massa	Elemento chimico	% in massa
C fossile	15,28%	P	0,19%
C biomassa	6,58%	Cl	0,05%
O	13,97%	Br	-
H	3,72%	F	0,0004%
S	0,15%	Altro	0,52%
N	1,88%	Umidità	57,66%

Tabella 3: Composizione in massa media del rifiuto da pannolino dopo l'essiccazione

In relazione al recupero di energia elettrica sono state considerate le emissioni evitate dalla mancata produzione attraverso fonti tradizionali, in particolare con riferimento al mix energetico nazionale italiano. Per i reagenti in ingresso al sistema sono stati usati appropriati record da ecoinvent.

Per i rifiuti solidi prodotti dalla termovalorizzazione, bottom ash e residui provenienti dal sistema di trattamento fumi, è stato assunto il trasporto in adeguate discariche, ipotizzando una distanza pari a 50 km. Anche in questo caso il mezzo di trasporto impiegato è un autocarro da 16-32 tonnellate di portata utile e l'impatto in discarica è stato semplificato assumendo esclusivamente il contributo alla produzione di rifiuti solidi.

La Figura 3 mostra lo schema quantitativo dei flussi per lo scenario di termovalorizzazione dei rifiuti da PSA.

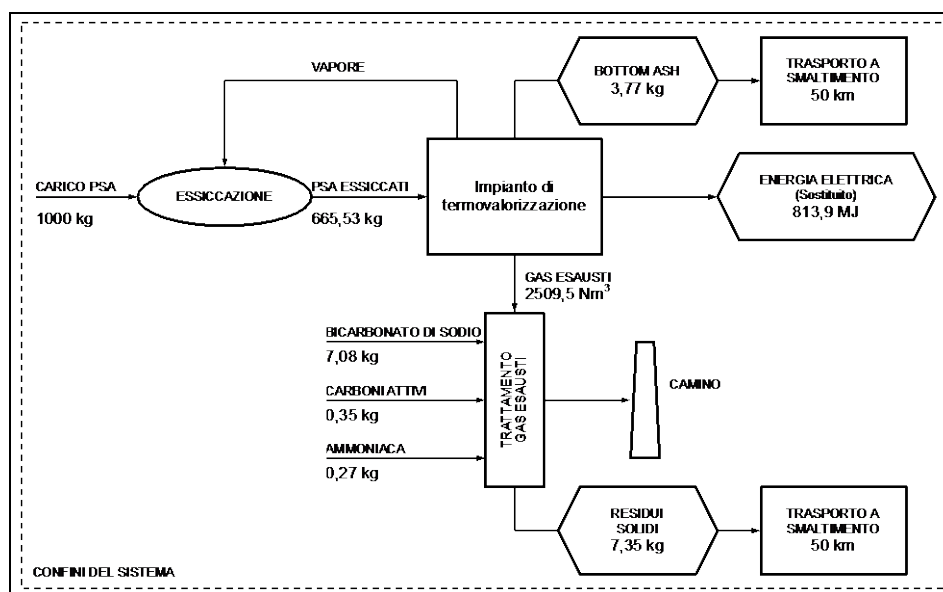


Figura 3: Flussi processo di termovalorizzazione

4. LCA - Analisi degli impatti

La valutazione degli impatti è stata eseguita mediante il metodo Eco-indicator 95 (Goedkoop, 1995), che prevede l'utilizzo degli undici indicatori riportati in Tabella 4, con le relative unità di misura. La scelta di tale metodo, seppure di non recente definizione, è dettata dalla maggiore intuitività del significato degli indicatori, con conseguente facilità di comunicazione dei risultati anche ad un pubblico non tecnico.

La Tabella 4 mostra un confronto sintetico delle performance ambientali ottenute per i due scenari base – WtE e recupero di materia - presi in considerazione, evidenziando in grigio i risultati migliori.

Gli effetti benefici, espressi da valori negativi degli indicatori, derivano dalle emissioni evitate dal recupero di materia o di energia. Il processo di recupero di materia consente, nella maggior parte dei casi, di ottenere un risparmio ambientale.

Dal confronto emerge che il processo di recupero di materia ottiene un valore più favorevole rispetto al processo di termovalorizzazione in merito a sette indicatori su 10 (l'indicatore pesticidi è nullo per entrambi i processi studiati).

Categorie d'impatto	Unità	WtE	Recupero di materia		
		Scenario Base	Scenario base	Consumi +25%	Consumi x2,6
Effetto serra	kg CO ₂ /t _{PSA}	<u>116,56</u>	-134,55	-96,04	<u>116,56</u>
Riduzione ozono stratosferico	kg CFC11/t _{PSA}	-1,06E-05	4,74E-06	8,64E-06	3,02E-05
Acidificazione	kg SO ₂ /t _{PSA}	-0,46	-0,70	-0,67	-0,50
Eutrofizzazione	kg PO ₄ /t _{PSA}	-8,00E-02	-2,53E-01	-2,48E-01	-2,21E-01
Metalli pesanti	kg Pb/t _{PSA}	6,10E-03	-6,36E-03	-6,30E-03	-5,99E-03
Effetti cancerogeni	kg B(a)P/t _{PSA}	1,82E-05	-2,38E-07	2,69E-06	1,89E-05
Pesticidi	kg sostanza attiva/t _{PSA}	0	0	0	0
Smog estivo	kg C ₂ H ₄ /t _{PSA}	-1,96E-02	-1,53E-01	-1,47E-01	-1,13E-01
Smog invernale	kg particolato/t _{PSA}	-0,40	-0,37	-0,36	-0,27
Energia primaria	MJ PCI/t _{PSA}	-2024,27	-5967,65	-5270,23	-1420,10
Residui solidi	kg/t _{PSA}	11,12	80,36	80,36	80,36

Tabella 4: Comparazione dei valori degli indicatori ambientali complessivi degli scenari considerati

Il processo di termovalorizzazione ottiene valori migliori solo per gli indicatori smog invernale, distruzione dell'ozono stratosferico – grazie agli impatti evitati per la produzione di energia elettrica - e rifiuti solidi (gli scarti solidi in questo caso sono scorie di fondo – molto poche dal momento della scarsa presenza di inerti nella composizione del PSA – e residui del trattamento fumi, inferiori rispetto agli scarti assunti per il processo di recupero di materia, come quantitativamente rilevabile nelle Figure 2 e 3).

Oltre ai due scenari base, relativi a ciascun processo, la Tabella 4 riporta i risultati relativi al processo di recupero di materia, dopo aver effettuato alcune variazioni ai dati di inventario. In particolare, sono stati modificati i valori dei consumi di energia termica richiesta per il funzionamento dell'autoclave, sia perché questo è il cuore del processo analizzato, sia per tenere conto dell'elevata semplificazione della modellazione condotta, che potrebbe aver portato a sottostimare tali consumi. In prima battuta i consumi sono stati incrementati del 25%: i valori assoluti di tutti gli indicatori peggiorano, ma niente cambia nel confronto rispetto al caso della termovalorizzazione. Successivamente, con il fine di stabilire quale sia il limite della convenienza del processo di recupero di materia rispetto alla tradizionale termovalorizzazione, il consumo di energia termica dell'autoclave è stato incrementato fino ad ottenere un valore dell'effetto serra, per il processo di recupero di materia, uguale a quello della termovalorizzazione. Tale scenario si ottiene nel caso in cui il consumo termico dell'autoclave diventi circa 2,6 volte rispetto a quello del caso base. In questa situazione estrema, il processo di recupero di materia registra solo quattro indicatori, su nove, migliori del processo di termovalorizzazione.

Un'altra assunzione che richiede approfondimento è quella relativa all'effettivo riutilizzo dei materiali recuperati. Riducendo la percentuale di effettivo utilizzo del materiale plastico da 75 a 50%, oppure, riducendo la percentuale di effettivo riutilizzo del materiale cellulosico da 80 a 50%, i valori di tutti gli indicatori peggiorano, ovviamente (non sono riportati per brevità).

La Figura 4 mostra la variazione del solo indicatore effetto serra, per brevità, nei due casi. In particolare per i materiali cellulosici, se l'effettivo utilizzo si riduce al 50%, l'effetto benefico tende ad avvicinarsi a valori nulli.

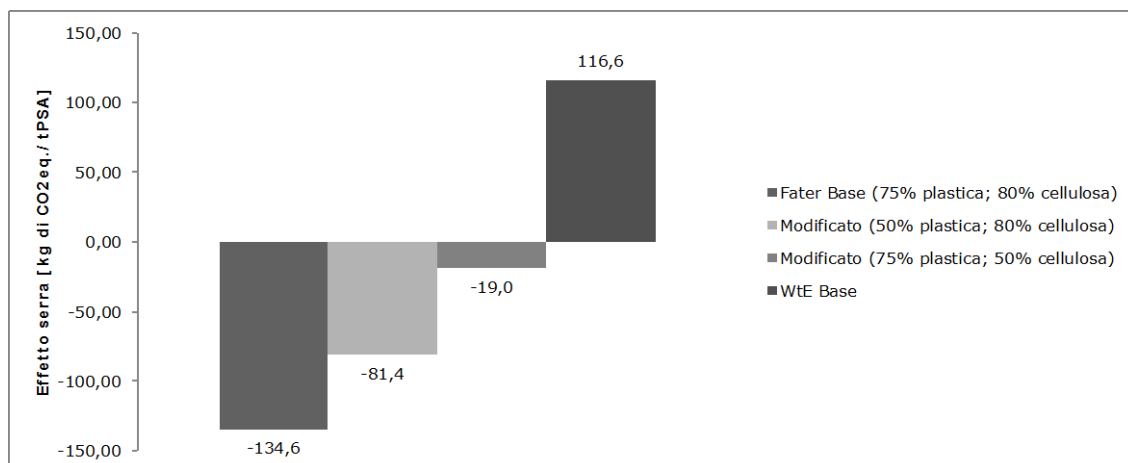


Figura 4: Variazione del valore dell'indicatore effetto serra al variare della percentuale di effettivo riutilizzo dei materiali separati nel processo di recupero di materia

5. Conclusioni

Lo scopo di questa analisi è stata la valutazione degli impatti ambientali di due differenti sistemi di trattamento del rifiuto derivante da PSA: il recupero di materia, attraverso un processo ispirato a quello proposto da Fater, ed il recupero di energia, attraverso la termovalorizzazione. Lo studio conferma che il recupero di materia, se effettivo, può contribuire a migliorare le prestazioni ambientali rispetto al recupero energetico derivante da una tecnologia più consolidata, quale la termovalorizzazione.

È importante sottolineare che lo studio svolto ha una valenza preliminare, essendo basato su dati preliminari, assunzioni e stime. Come è stato evidenziato, i parametri che hanno le maggiori ripercussioni sulle prestazioni ambientali del sistema di recupero di materia, sono quelli legati ai consumi termici e alla qualità del materiale di recupero. All'aumentare dei consumi energetici e al peggiorare della percentuale di effettivo riutilizzo del materiale, le performance ambientali peggiorano, infatti, fortemente. In questa ottica, la verifica sperimentale di questi dati, attraverso la realizzazione e funzionamento di impianti pilota, risulta auspicabile e particolarmente utile e necessaria per validare i risultati ottenuti.

6. Bibliografia

- Ambiente Italia, 2013. Analisi ambientale della raccolta e del riciclo di prodotti sanitari assorbenti.
- Belli, S., 2014. Analisi ambientale di processi di recupero di prodotti sanitari assorbenti. Tesi di Laurea Magistrale in Ingegneria per la Tutela dell'Ambiente e del Territorio. Scuola di Ingegneria – Università degli Studi di Firenze. Anno accademico 2012-2013.
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Manage.* 30, 2383–2395.
- Deloitte, 2011. Absorbent Hygiene Products Comparative Life Cycle Assessment - Knowaste Ltd. <http://www.knowaste.com>.
- ENEA-EDANA, 2010. Caratterizzazione fisico-chimica di materiali componenti degli assorbenti igienici - Rapporto finale "per commenti".
- Environment Agency UK, 2008. Using Science to Create a Better Place - An updated lifecycle assessment study for disposable and reusable nappies. <http://publications.environment-agency.gov.uk>.
- Environment Agency UK, 2008. Using Science to Create a Better Place - An updated lifecycle assessment study for disposable and reusable nappies. <http://publications.environment-agency.gov.uk>.
- Environmental Agency UK, 2005. Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Nappies in the UK. <http://publications.environment-agency.gov.uk>.
- European Commission, DEKRA, PE International, 2012. Development of EU Ecolabel Criteria for Sanitary Products - Preliminary Report – 2nd Draft. Amersfoort, NL. <http://susproc.jrc.ec.europa.eu>.
- Fater SpA, 2011. Valutazione ambientale. Sistema Mod-3 Modificato da 5000 Tonnellate all'Anno. Impianto di dimostrazione Goedkoop, M., 1995. The Eco-indicator'95, Final Report. PRé Consultants. <http://www.pre-sustainability.com/content/reports>.
- GRISS - Gruppo di Ricerca sullo Sviluppo Sostenibile - Università degli Studi Milano Bicocca - Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio. (2011). Sintesi Rapporto Tecnico Analisi del ciclo di vita (LCA) di biopannolini prodotti da WIP (Wellness Innovation Project). Milano: <http://www.griss.it>.
- ISO 14040:2006, 2006. Environmental management–life cycle assessment – principles and framework. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva.
- ISO 14044:2006, 2006. Environmental management–life cycle assessment - requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva.
- Jönsson, H., Baky A., Jeppsson U., Hellstrom D., Karrman E., 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model. Gothenburg, Sweden. <http://www.iea.lth.se>.
- Lombardi L, Corti A., Meoni R., Iossifidis E., 2007. Comparing different Municipal Solid Waste management scenarios by means of Life Cycle Assessment. ISWA/NRVD World Congress 2007, Amsterdam, The Netherlands, 24-27 September, 2007.
- Lombardi, L., Corti A., 2008. Waste Management Planning: Life Cycle Assessment Approach as a Decision Support Tool. In: Lavelle J. R. (ed.), *Waste Management: Research, Technology and Development*. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 257-285.
- Pré Consultants, 2013. SimaPro. <http://www.pre-sustainability.com>
- Rezaeyeh Esmail, H., Yusoff, S., Nouri, J., Asadi, J., 2012. Life cycle assessment of biological-mechanical treatment in solid waste management. *Scientific Research and Essays* 7, 553-559.
- Swiss Centre for Life Cycle Inventory, 2010. ecoinvent Version 2.2.

Confronto di scenari di gestione dei rifiuti urbani

Lidia Lombardi¹, Ennio Carnevale², Laura Zanchi²

¹ Università degli Studi Niccolò Cusano - Roma

² Dipartimento di Ingegneria Industriale – Università degli Studi di Firenze

lidia.lombardi@unicusano.it

Abstract

L'obiettivo di questo lavoro è il confronto, per mezzo della Life Cycle Assessment, di diversi scenari di gestione e trattamento dei rifiuti urbani indifferenziati (RUI): pre-trattamento meccanico di una parte del RUI, seguito dalla biostabilizzazione aerobica della frazione umida e dalla combustione della frazione a medio-alto potere calorifico in un termovalorizzatore dedicato (scenario 1); combustione diretta della totalità del RUI in termovalorizzatore dedicato (scenario 2); pre-trattamento meccanico del RUI, seguito dalla combustione della frazione a basso potere calorifico in un termovalorizzatore dedicato e dalla co-combustione della frazione ad elevato potere calorifico in cementificio (scenario 3); pre-trattamento meccanico del RUI, seguito dalla biostabilizzazione aerobica della frazione a basso potere calorifico e dalla co-combustione della frazione ad elevato potere calorifico in cementificio (scenario 4).

1. Introduzione

La gestione dei rifiuti, urbani e speciali, deve avvenire nel rispetto della gerarchia di azioni definita dalla Direttiva 2008/98/CE e recepita a livello nazionale nel D. Lgs. 152/2006 e s.m.i., consistente in: prevenzione; preparazione per il riutilizzo; riciclaggio; recupero di altro tipo, per esempio il recupero di energia; smaltimento.

Nell'ambito della gestione dei rifiuti urbani, al fine di perseguire il riutilizzo, il riciclaggio ed in generale il recupero di materia, il sistema di gestione integrata deve fondarsi sulla separazione spinta dei materiali attraverso le raccolte differenziate, mentre ciò che non è differenziabile va a comporre il Rifiuto Urbano Indifferenziato (RUI) o meglio Rifiuto Urbano Residuale (RUR). Con la crescente percentuale di rifiuti raccolti in maniera differenziata, il RUI ha acquisito caratteristiche molto interessanti dal punto di vista energetico: il suo Potere Calorifico Inferiore (PCI) medio a livello europeo era pari a 10,3 MJ/kg nel 2010, secondo Reimann, (2012).

La sottrazione della frazione organica umida, con la crescente penetrazione della raccolta separata degli scarti di cucina, la rimozione di inerti, quali vetro e metalli, hanno permesso un significativo incremento del contenuto energetico del RUI o RUR, indicando, in maniera evidente, che la destinazione più appropriata per questo flusso è naturalmente il recupero di energia.

Il RUI può essere avviato a combustione con recupero di energia tal quale o dopo essere stato sottoposto a trattamenti meccanici biologici (TMB) con l'obiettivo di migliorarne le caratteristiche energetiche, tecniche ed ambientali. Se il flusso caratterizzato da maggiore contenuto energetico, in uscita dal TMB, rispetta alcuni standard tecnici, prendi il nome, a livello nazionale (D. Lgs. 205/2010), di Combustibile Solido Secondario (CSS), le cui caratteristiche sono definite dalle norme tecniche CEN/TC 15359, che oggi sostituisce il precedente Combustibile Derivato da Rifiuti (CDR).

In relazione a queste possibilità tecniche, il presente lavoro è stato dedicato all'approfondimento della valutazione delle alternative disponibili per attuare il recupero di energia da RUI, applicando la Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006).

2. LCA - Obiettivo e campo di applicazione

Lo scopo di questa analisi LCA è la comparazione gli impatti generati nel caso di quattro diversi scenari di trattamento dei RUI, finalizzati al recupero di energia, al fine di identificare l'alternativa più sostenibile dal punto di vista ambientale e dare supporto agli stakeholder responsabili della pianificazione di settore. Sono state identificate quattro differenti strategie di recupero (Figura 1): pre-trattamento meccanico (PTM) di una parte dei RUI seguito da una stabilizzazione biologica aerobica (SBA) della frazione umida e combustione della frazione a medio-alto potere calorifico in un impianto di incenerimento con recupero energetico (Waste-to-energy, WtE) (scenario 1) (Figura 1.1); combustione diretta della totalità dei RUI in impianto WtE, dopo l'eventuale separazione dei metalli (che in alternativa può avvenire dopo la combustione) (scenario 2) (Figura 1.2); PTM della totalità dei RUI seguito dalla combustione della frazione del rifiuto a basso potere calorifico in impianto WtE e co-combustione della frazione ad alto potere calorifico in cementificio⁶ (scenario 3) (Figura 1.3); PTM della totalità dei RUI seguito dalla SBA della frazione a basso potere calorifico e co-combustione della frazione ad alto potere calorifico in cementificio (scenario 4) (Figura 1.4).

Lo scenario 1 rappresenta, anche in termini quantitativi, la situazione reale di riferimento di una provincia italiana nell'anno 2010, mentre gli scenari 2-4 sono stati costruiti ipotizzando lo stesso quantitativo annuale in ingresso di RUI dello scenario 1 (pari a 103.830 t), ma applicando differenti strategie per il trattamento ed il recupero di energia. L'unità funzionale dello studio è il quantitativo totale dei RUI in ingresso a ciascun scenario, rispetto a cui verranno riportati i risultati dell'analisi.

Il confine di ciascun sistema studiato, quindi, vede l'ingresso del RUI ed include, oltre ai trattamenti descritti, il trasporto dei flussi fra gli impianti e lo smaltimento finale dei residui originati dagli altri processi – o dell'esubero di RUI presente nello scenario 1 - in tre diverse discariche controllate (DC1, DC2 e DC3), localizzate sul territorio considerato ed effettivamente utilizzate nello scenario reale (scenario 1).

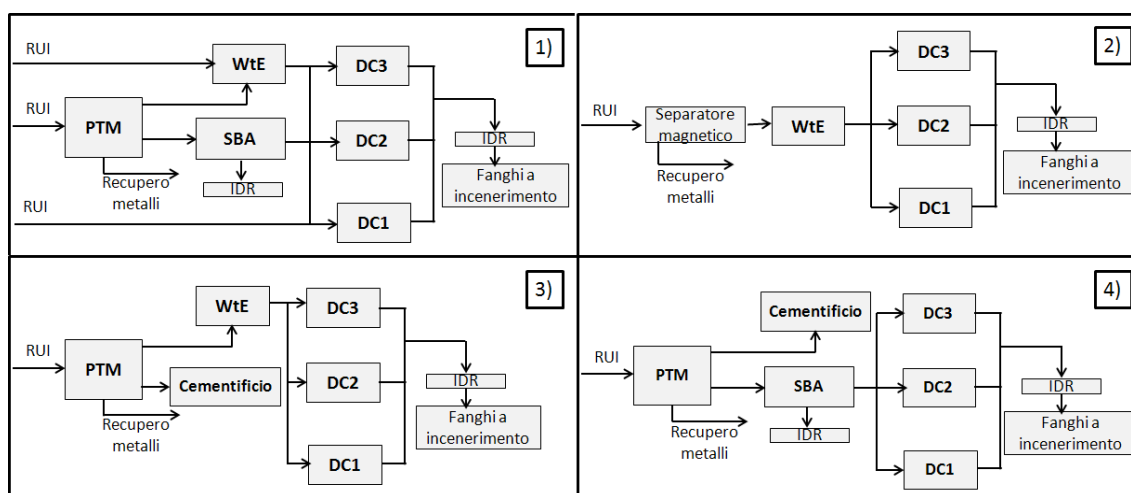


Figura 1: Modelli dei flussi nei quattro scenari di gestione dei RUI

⁶ La frazione ad elevato potere calorifico ottenuta dal rifiuto urbano indifferenziato può essere utilizzata nei cementifici in sostituzione parziale dei tradizionali combustibili (Genon e Brizio, 2008), di solito carbone, fornendo parte dell'energia, nonché parte degli inerti, necessari al processo produttivo.

Relativamente alla gestione del percolato prodotto nelle discariche, è necessario formulare alcune ipotesi a completamento della definizione degli scenari. In particolare si assume che nei primi 100 anni, il percolato venga raccolto ed avviato ad un impianto di depurazione reflui (IDR), i cui fanghi digeriti vengono successivamente inceneriti, con smaltimento finale dei residui di incenerimento in discarica controllata. Anche questi processi sono inclusi all'interno dei confini dei rispettivi sistemi. Per considerare gli effetti derivanti dalla produzione di energia elettrica, risparmio di carbone, recupero dei materiali ferrosi, è stata eseguita un'espansione del sistema, includendo gli effetti evitati dei rispettivi processi produttivi tradizionali.

Relativamente al calcolo delle emissioni di anidride carbonica, sono stati considerati esclusivamente i contributi di origine fossile (i.e. emissioni da trasporti, combustione del carbonio fossile presente nel rifiuto, contributo fossile a mix energetico nazionale), escludendo le emissioni di origine biogenica, considerate neutrali rispetto al bilancio globale di gas a effetto serra (Manfredi and Christensen, 2009), derivanti dai processi di degradazione biologia in discarica, dalla stabilizzazione biologica aerobica e dalla combustione della frazione di carbonio rinnovabile presente nel rifiuto.

3. LCA - Analisi di Inventario

L'analisi di inventario è stata basata sia su dati di letteratura, che sul database ecoinvent (versione 2.2) contenuto nel software SimaPro. Una parte dell'analisi di inventario è stata eseguita usando i fogli di calcolo forniti da econinvent (ecoinventTools) relativi alla discarica ed al trattamento reflui, che permettono di calcolare liste di inventario in relazione agli specifici rifiuti considerati in ingresso (Doka, 2009).

Partendo dalla composizione specifica dei RUI in ingresso (Tabella 1), con riferimento all'anno 2010 per il caso di studio, le composizioni dei flussi in uscita dalla separazione meccanica sono state stimate assumendo l'efficienza di separazione del processo ed eseguendo un bilancio di massa. Dalle composizioni merceologiche, sono state ricavate le composizioni chimiche e da esse è stato possibile stimare il PCI di ciascun flusso. In particolare i valori del PCI dei flussi valorizzati energeticamente nei diversi scenari sono i seguenti: nello scenario 1, il RUI tal quale ha un PCI pari a 12,71 MJ/kg, mentre la frazione a medio-alto contenuto energetico, separata dal RUI, ha un PCI pari a 18,00 MJ/kg; nello scenario 2, il RUI dopo la deferrizzazione ha un PCI pari a 13,00 MJ/kg; negli scenari 3 e 4, la frazione ad alto contenuto energetico ha PCI pari a 18,55 MJ/kg, mentre la frazione a minore contenuto energetico ha un PCI pari a 7,79 MJ/kg.

La Figura 2 riporta lo schema quantitativo dei flussi di rifiuti presenti in ciascun scenario: per lo scenario 1, con riferimento ai dati 2010; per gli scenari 2-4, calcolati secondo le assunzioni ed i modelli adottati per ogni processo presente.

Classe merceologica	%	Classe merceologica	%
Rifiuto organico	21,41	Metalli ferrosi	3,08
Rifiuto verde (giardino)	4,82	Metalli non ferrosi	0,54
Carta	10,34	Plastica	22,69
Cartone	4,74	Particelle fini	6,40
Legno	1,42	Inerti	1,67
Tessili	8,35	Tetrapack	4,18
Vetro	2,69	Altri	7,67
PCI [MJ/kg]		12,71	

Tabella 1: Composizione merceologia e PCI del RUI in ingresso agli scenari considerati

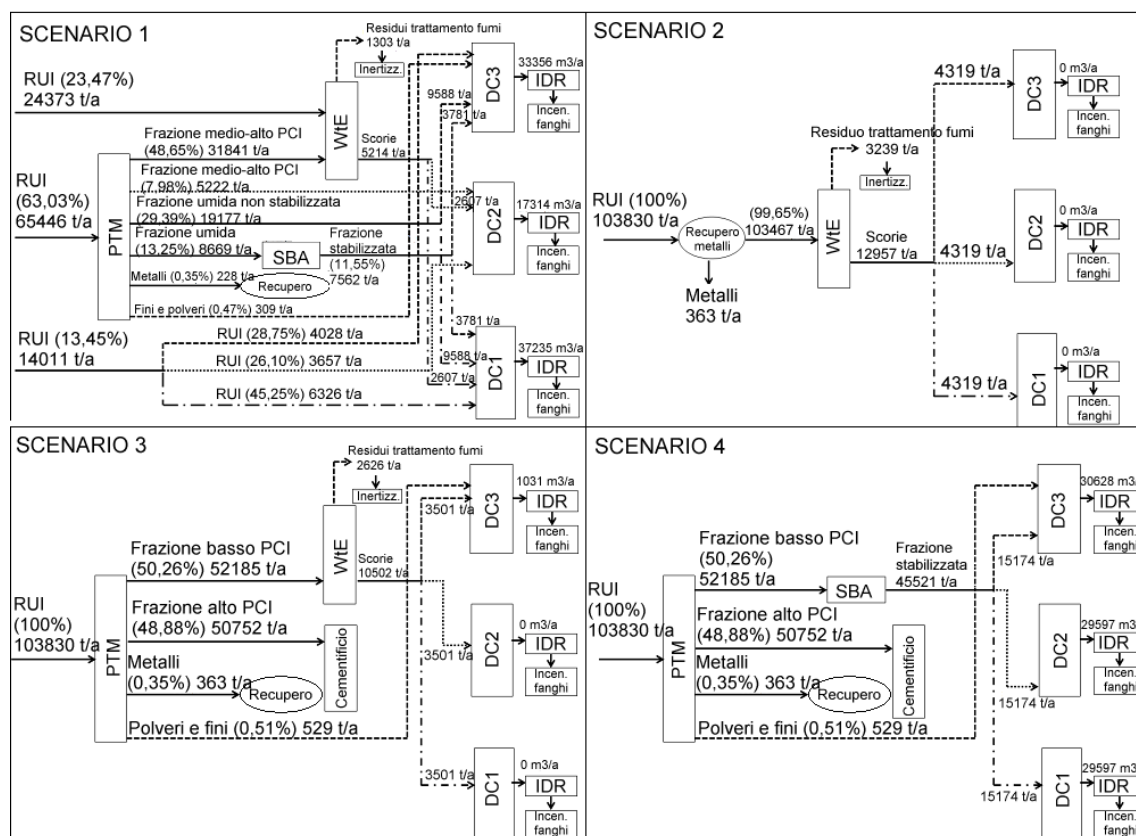


Figura 2: Flussi quantitativi di rifiuti negli scenari 1-4

Gli impianti di pre-trattamento meccanico sono stati modellati considerando il consumo di elettricità per i macchinari presenti, in particolare assumendo il valore di 0,028 kWh/kg_{RUI} per il trattamento di separazione meccanica, calcolato come il valore medio di molti valori presenti in letteratura (Rezaeyeh et al., 2012; Abeliotis et al., 2011; Bovea et al., 2010; Lombardi et al., 2008). Per quanto riguarda il consumo di energia elettrica dell'impianto di stabilizzazione biologica aerobica, è stato assunto il valore pari a 0,025 kWh/kg_{RUI}, in riferimento a un sistema a cumoli statici ad aerazione forzata (APAT, 2002). Il recupero dei materiali ferrosi dal processo di separazione meccanica è stato considerato in termini di effetti evitati per la produzione dello stesso quantitativo di metalli primari.

Le emissioni ed i flussi di materiali in ingresso/uscita all'impianto WtE (in particolare: prodotti chimici per la depurazione dei fumi (bicarbonato di sodio, ammoniaca e carboni attivi), residui solidi (scorie di fondo e residui del trattamento fumi) ed energia elettrica netta prodotta) sono stati calcolati utilizzando un modello sviluppato dal Dipartimento di Ingegneria Industriale dell'Università degli Studi di Firenze, utilizzando il software Engineering Equation Solver (EES).

Il processo che ha luogo nel cementificio è stato modellato considerando la sostituzione parziale del carbone, tradizionalmente usato in questi impianti, con la frazione ad elevato potere calorifico in uscita dal PTM, negli scenari 3 e 4, sulla base dei rapporti fra i PCI dei due combustibili. Conseguentemente sono state stimate le emissioni in atmosfera - come variazione rispetto a quelle del processo tradizionale (differenza fra i valori specifici di emissione fra il caso di combustione di carbone e il caso di combustione di rifiuto al alto PCI, riportati all'unità di misura di ciascuna emissione considerata riferita all'unità di massa di rifiuto ad alto PCI sostituito al carbone), secondo quanto riportato in Tabella 2 - e la quantità di carbone risparmiato.

		Emissioni dirette dalla combustione del carbone nel cementificio	Emissioni dirette dalla combustione della frazione ad alto potere calorifico nel cementificio	Emissioni nette date dalla sostituzione del carbone con la frazione del rifiuto ad alto potere calorifico
SO ₂	kg _{SO2} /kg _{Rifiuto}	7,40E-04 ^a	4,49E-06 ^c	-4,62E-04
NO _x	kg _{NOx} /kg _{Rifiuto}	1,48E-02 ^a	8,87E-03 ^b	-4,57E-04
CO ₂	kg _{CO2} /kg _{Rifiuto}	2,69E+00	1,01E+00	-6,81E-01
Cd	kg _{Cd} /kg _{Rifiuto}	4,77E-08 ^b	1,80E-09 ^c	-2,82E-08
Pb	kg _{Pb} /kg _{Rifiuto}	8,61E-07 ^b	6,53E-09 ^c	-5,36E-07
Hg	kg _{Hg} /kg _{Rifiuto}	2,50E-07 ^b	8,14E-07 ^c	6,57E-07
HCl	kg _{HCl} /kg _{Rifiuto}	0,00E+00	1,02E-06 ^c	1,02E-06

^a (Corinair, 2006); ^b (Genon, 2008); ^c (EC, 2003)

Tabella 2: Emissioni specifiche in atmosfera derivanti dalla combustione della frazione del rifiuto ad alto potere calorifico combusta nel cementificio

L'inventario dei processi di trasporto dei rifiuti, dei processi di produzione di diesel, energia elettrica e prodotti chimici è stato estratto dai record appropriati del database ecoinvent.

4. LCA - Analisi degli impatti

In questa sede, la metodologia selezionata per l'impact assessment è il metodo Eco-indicator'95 (Goedkoop, 1995), che usa gli undici indicatori riportati in Tabella 3, con le relative unità di misura. La scelta di tale metodo, seppure di non recente definizione, è dettata dalla maggiore intuitività del significato degli indicatori, con conseguente facilità di comunicazione dei risultati anche ad un pubblico non tecnico.

La Tabella 3 mostra un confronto sintetico dei risultati ottenuti per i quattro scenari considerati (in grigio i risultati migliori).

Per tutti e quattro gli scenari, gli effetti benefici – espressi da valori negativi degli indicatori – derivano dai flussi di recupero, in particolare la produzione di energia elettrica, il risparmio del carbone sostituito nei cementifici, i metalli. Per questi flussi sono state considerate le emissioni evitate dalla mancata produzione attraverso processi tradizionali.

Lo scenario con il maggior numero di indicatori ambientali favorevoli è lo scenario 3. Infatti, in questo scenario, la co-combustione di un considerevole quantitativo della frazione del rifiuto ad alto potere calorifico nel cementificio, combinata con la produzione di energia elettrica dalla combustione della rimanente parte del rifiuto in WtE, permette di avere i migliori risultati nelle seguenti categorie di impatto: acidificazione, eutrofizzazione, metalli pesanti, energia primaria e residui solidi.

Categorie di impatto	Unità	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
Effetto serra	kg CO ₂	2,53E+07	2,73E+07	-3,26E+07	-3,41E+07
Riduzione ozono stratosferico	kg CFC11	-2,13E+00	-3,34E+00	-1,40E+00	-3,34E-01
Acidificazione	kg SO ₂	-1,02E+05	-1,61E+05	-2,00E+05	-1,39E+05
Eutrofizzazione	kg PO ₄	1,28E+05	6,78E+04	-1,14E+05	-9,22E+04
Metalli pesanti	kg Pb	1,06E+05	2,82E+04	2,39E+04	1,21E+05
Effetti cancerogeni	kg B(a)P	-1,76E+00	-2,71E+00	-2,10E+00	-1,26E+00
Pesticidi	kg sostanza attiva	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Smog estivo	kg C ₂ H ₄	2,20E+02	-6,44E+03	-5,62E+03	-1,36E+02
Smog invernale	kg particolato	-9,53E+04	-1,48E+05	-1,21E+05	-7,25E+04
Energia primaria	MJ PCI	-4,89E+08	-7,60E+08	-1,08E+09	-8,44E+08
Residui solidi	kg	5,41E+07	1,94E+07	1,63E+07	4,61E+07

Tabella 3: Comparazione degli impatti ambientali complessivi dei quattro scenari

Al contrario, lo scenario 1 colleziona i valori peggiori per tutti gli indicatori ambientali, eccetto per la categoria dell'effetto serra. Per quanto riguarda questa categoria lo scenario 2 registra il valore peggiore, mentre lo scenario 4 quello migliore. Questo risultato è legato al fatto che negli scenari con minore utilizzo della combustione, una larga parte del carbonio fossile presente nel rifiuto non viene utilizzata, con un minore rilascio di anidride carbonica in atmosfera. Una possibilità di miglioramento di questo risultato, attraverso un maggiore bilanciamento delle emissioni di anidride carbonica fossile da parte delle emissioni evitate per mancata produzione di energia tradizionale, è offerta da un significativo incremento della produzione di energia dal WtE, che potrebbe essere realizzata incrementando il rendimento di conversione in energia elettrica, attraverso sofisticazioni tecnologiche del ciclo a vapore, fattibili solo per impianti di grandi dimensioni, oppure introducendo la cogenerazione di energia termica. Queste opportunità sono state valutate in altra sede ed i risultati non vengono riportati in questo testo.

Dal punto di vista del bilancio energetico esteso al ciclo di vita, l'indicatore relativo al consumo di energia primaria mostra valori negativi, e quindi corrispondenti a risparmio, per tutti gli scenari. Il valore migliore si ottiene ovviamente nello scenario 3, in cui sia il flusso a basso PCI che quello ad elevato PCI vengono valorizzati energeticamente. Nel passaggio dallo scenario 3 al 4, in cui il flusso a basso PCI viene stabilizzato biologicamente, si ha una riduzione del risparmio di energia primaria pari a circa il 22%. Nel confronto fra lo scenario 2 di combustione diretta del RUI e dello scenario 4, si evidenzia un maggiore risparmio di energia primaria per lo scenario 4, pari al 73% in più rispetto allo scenario 2, proprio grazie al risparmio di un combustibile fossile. Lo scenario 1, in cui la potenzialità di recupero energetico dai RUI non è sfruttata a pieno (parte dei RUI va a discarica e parte viene pretrattata meccanicamente), ottiene il risultato peggiore anche per questo indicatore.

La Figura 3 mostra come i differenti sotto processi (trasporti, PTM, WtE, cementifici, discariche e depuratori) contribuiscano agli impatti complessivi di ciascuno scenario, in relazione all'effetto serra, come categoria esemplificativa.

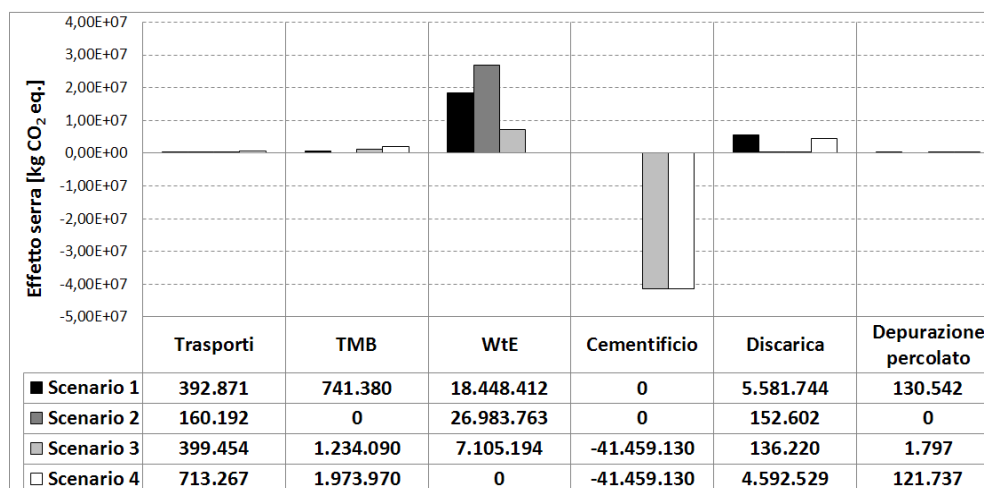


Figura 3: Effetto serra. Comparazione dei contributi dei sottoprocessi per i quattro scenari

I valori positivi più alti sono forniti dal WtE e dallo smaltimento dei rifiuti in discarica. I contributi negativi, correlati alle emissioni evitate dalla produzione di elettricità, sono già inclusi nei valori riportati per WtE e discariche. Gli impatti legati ai processi di utilizzo della frazione ad elevato potere calorifico in cementificio sono negativi, infatti, la sostituzione del carbone – e quindi gli effetti evitati per il suo processo produttivo e la sua combustione - causa un risparmio in termini di emissioni nette di CO₂ equivalente.

5. Conclusioni

Lo scopo di questa analisi è stata la valutazione degli impatti ambientali di quattro differenti scenari di trattamento dei rifiuti urbani indifferenziati, orientati al recupero di energia, usando la metodologia Life Cycle Assessment.

Lo studio conferma quanto il recupero di energia dalla frazione residuale del rifiuto urbano possa contribuire a migliorare le prestazioni ambientali del sistema di gestione dei rifiuti. Ad esempio, nella situazione attuale di riferimento di questo studio (scenario 1), a causa del parziale sfruttamento del contenuto energetico del rifiuto indifferenziato – principalmente per la mancanza di un'adeguata capacità di trattamento (rifiuto indifferenziato che va direttamente in discarica) e a causa delle perdite e dei consumi dei pretrattamenti meccanici – tutte le prestazioni ambientali sono nettamente inferiori rispetto alle altre possibili strategie di gestione, definite in termini di scenari alternativi.

Se nel sistema studiato fosse disponibile la capacità impiantistica per la combustione diretta dell'intero quantitativo di rifiuti indifferenziati (scenario 2), le performance ambientali del sistema di gestione dei rifiuti subirebbero un significativo miglioramento: tutti gli indicatori considerati migliorerebbero, ad eccezione di quello relativo all'effetto serra che, come detto, potrebbe essere ulteriormente migliorato incrementando le prestazioni energetiche dell'impianto.

In alternativa, la situazione esistente potrebbe essere migliorata anche scegliendo una strategia finalizzata alla produzione, per mezzo del pretrattamento meccanico, di una frazione ad elevato contenuto energetico da usare come sostituto del carbone (scenario 4). In ogni caso i benefici di questa strategia sarebbero significativamente migliori se si sfruttasse anche il contenuto energetico della frazione uscente dalla selezione meccanica con più basso contenuto energetico, anziché disperderlo attraverso la stabilizzazione biologica aerobica (scenario 3).

6. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto PRIN (Programmi di Ricerca Scientifica di Rilevante Interesse Nazionale), anno 2009, "Analisi tecnica, tecnologia ed ambientale di scenari di applicazione di fonti rinnovabili e di recupero di energia dai rifiuti", co-finanziato dal Ministero dell'Istruzione dell'Università e della Ricerca.

7. Bibliografia

- Abeliotis, K., Kalogeropoulos, A., Lasaridi, K., 2011. Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. *Waste Manage.* 32, 213–219.
- APAT, 2002. Il recupero di sostanza organica dai rifiuti per la produzione di ammendanti di qualità. Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Manuali e linee guida.
- Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Manage.* 30, 2383–2395.
- CEN/TC 15359:2006 Solid recovered fuels – specifications and classes. European Committee for Standardisation.
- Corinair - Emission Inventory Guidebook – Processes with contact. Activities 030311 & 040612. December, 2006.
- Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.
- Decreto Legislativo 3 dicembre 2010, n.205. Disposizioni di attuazione della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 288 del 10 dicembre 2010 - Supplemento Ordinario n. 269.
- Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
- Doka, G., 2009. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13. Swiss Center for Life Cycle Inventories. Dubendorf.
- European Commission – Directorate General Environment – Refuse Derived Fuel, Current Practice and Perspective (B4-3040/2000/306517/MAR/E3) – Final Report No.: CO 5087-4 July 2003.
- Genon, G., Brizio, E., 2008. Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Manage.* 28, 2375–238.
- Goedkoop, M., 1995. The Eco-indicator'95, Final Report. PRé Consultants. Available at <http://www.pre-sustainability.com/content/reports>.
- ISO 14040:2006, 2006. Environmental management–life cycle assessment – principles and framework. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva.
- ISO 14044:2006, 2006. Environmental management–life cycle assessment - requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva.
- Lombardi, L., Corti A., 2008. Waste Management Planning: Life Cycle Assessment Approach as a Decision Support Tool. In: Lavelle J. R. (ed.), *Waste Management: Research, Technology and Development*. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 257-285.
- Manfredi S., Christensen, T.H., 2009. Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Manage* 29: 32–43.
- Reimann, D. O., 2012. CEWEP Energy Report III. (Status 2007-2010).
- Rezaeyeh Esmaeil, H., Yusoff, S., Nouri, J., Asadi, J., 2012. Life cycle assessment of biological-mechanical treatment in solid waste management. *Scientific Research and Essays* 7, 553-559.

Evaluation of different waste management systems for mixed MSW and organic fraction by Life Cycle Assessment: case studies

Autori: L. Lombardi¹, E. Carnevale², A. Corti³, R. Farreny Gaya^{4,5}, X. Gabarrell i Durany⁴, C.M. Gasol^{4,5}, L. Zanchi²

¹ Università degli Studi Niccolò Cusano - Roma

² Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Firenze, via Santa Marta 3, 50139 Florence, Italy

³ Dipartimento di Ingegneria dell'Informazione e Scienze Matematiche, Università di Siena, via Roma 56, 56100 Siena, Italy

⁴ SosteniprA (UAB-IRTA-Inèdit), Department of Chemical Engineering, Institute of Environmental Science and Technology (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), 08193 Bellaterra, Barcelona, Spain

⁵ Inèdit Innovació S.L. Parc de Recerca de la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), Carretera de Cabriels km 2, 08348 Barcelona, Spain¹
lidia.lombardi@unicusano.it, laura.zanchi@unifi.it

Abstract

The goal of this study is to assess the environmental burdens generated by the integrated system of treatment for two waste streams: the mixed Municipal Solid Waste and source sorted organic fraction. The work was carried out in reference to two case studies related to the Province of Siena (Italy) and the Metropolitan area of Barcelona (Spain). The main differences in the waste treatment in the two areas are related to the fate of the source sorted organic fraction. Further, while about 43% of waste is addressed to Waste-to-Energy in Siena, only 22% of waste is sent to Waste-to-Energy in Barcelona, with consequential higher disposal to landfill. The results of the study highlighted how in general the main environmental impacts of the integrated system of waste treatments are due to Waste-to-Energy and landfill processes, while mechanical separation, biological processes and transports have definitely lower contributions.

1. Introduction

Waste management is defined by all the activities including collection, transport, handling, treatment, material and energy recovery and disposal of waste. How waste is managed directly affects local and global environmental quality. Waste management can also either aggravate or mitigate climate change (UNEP IETC, 2010).

The Life Cycle Assessment (LCA), applied to waste management systems, aims at assessing the environmental performance of a number of interconnected waste management technologies based on a specific waste composition from the point of generation of the waste to its final disposal (Gentil et al., 2010), including any related up-stream and down-stream processes (cradle-to-grave approach). LCA can be an important strategy/decision making tool in waste management planning; it has being increasingly used at international level to objectively compare and evaluate the environmental performances of different and alternative waste management strategies; some studies focused on the entire integrated management system (den Boer et al., 2007) (Lombardi and Corti, 2008), some others on specific typologies of waste treatment (composting process, anaerobic digestion, incineration etc.) (Lombardi et al., 2011) (Manfredi and Christensen, 2009) (Martinez-Blanco et al., 2010), some others on waste collection systems (Rives et al., 2010).

2. LCA - Goal and scope definition

The goal of this study is to assess, by means of the LCA methodology, the environmental burdens generated by the integrated system of treatment for two waste streams: the mixed Municipal Solid Waste (MSW) and source sorted organic fraction (SS-OF), which currently are the most important in many European countries in term of mass of generated municipal waste streams.

The study examined two case studies, in order to refer to existing management systems and real data. The first is the Province of Siena in Italy (SI) and the second is the Metropolitan area of Barcelona in Spain (BCN). The study used data available for the year 2010. In order to compare the results obtained for the two case studies, the functional unit was defined as 1 ton of waste managed in 2010 by each system.

All the plants involved in the treatment of mixed MSW and SS-OF are included in the system boundaries (Figure 1, Figure 2), as well as related upstream and downstream activities. The recovered energy or materials are accounted for as avoided effects for saved conventional energy or raw material production. Concerning recovered materials (metals, plastics and glass), the basic assumption is that they are effectively used at 100% for raw material substitution without any scraps (1 kilogram of recovered material equal to 1 kilogram of recycled material), as first hypothesis.

The impact assessment step was carried out using the CML method (CML 2 baseline 2000), (Goedkoop et al., 2010).

3. LCA - Inventory analysis

The data collected for the inventory analysis have different origins: primary data (pd) are provided by the local waste authorities or companies of each of the two systems; secondary data (sd) are calculated by means of mass balances or simple models; data from database (dd) are extracted from ecoinvent database (Weidema et al., 2009).

The main data about the mixed MSW (88,573 t/y) and SS-OF (28,101 t/y) management for the case study of SI, are reported in Figure ; while Figure shows plants involved in the management of mixed MSW (1,254,882 t/y) and SS-OF (245,601 t/y) for the case study of BCN.

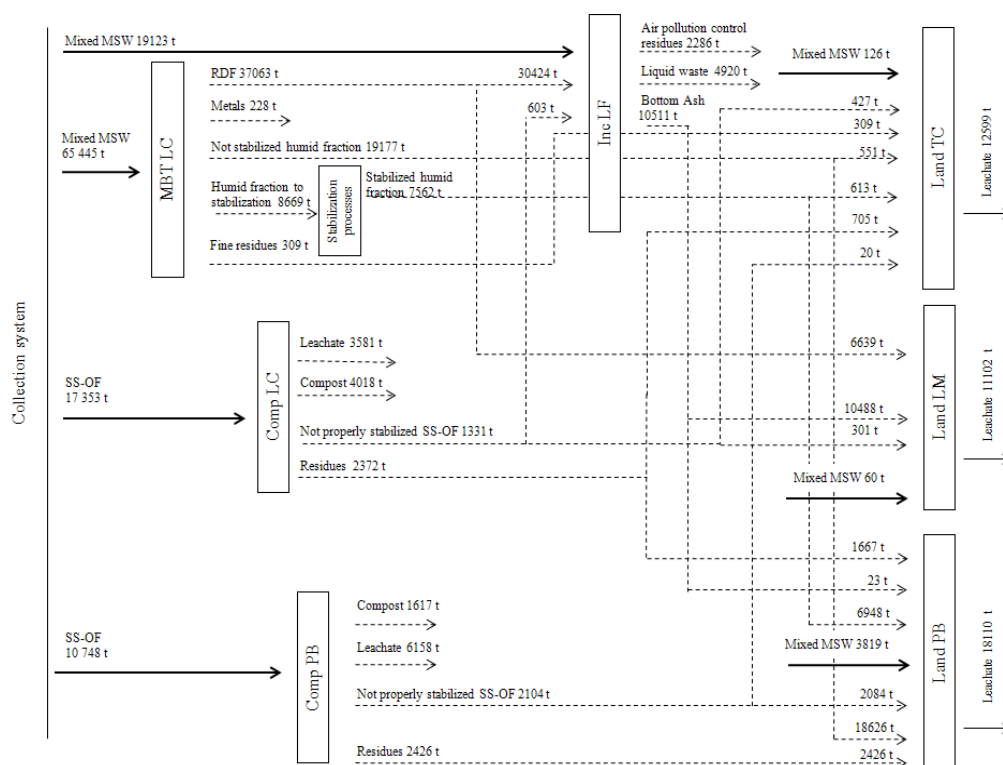


Figure 1: Waste flows for SI case study (2010) (MBT: mechanical biological separation; CompLC: composting plant 1; CompPB: composting plant 2; Inc: incineration plant; LandTC: landfill 1; LandLM: landfill 2; LandPB: landfill 3) (ATO, 2011)

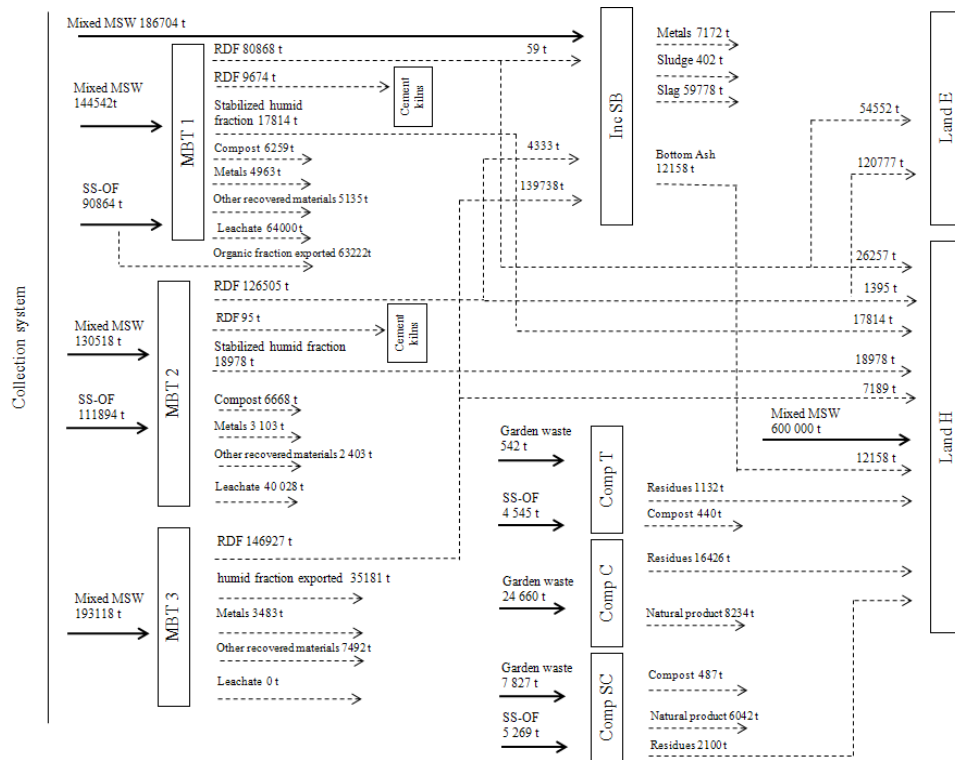


Figure 2: Waste flows for BCN case study (2010) (MBT: mechanical biological separation; CompT: composting plant 1; CompC: composting plant 2; CompSC: composting plant 3; Inc: incineration plant; LandE: landfill 1; LandH: landfill 2) (EMA AMB, 2011).

3.1. MBT and composting plants

The inventory list for mechanical separation, anaerobic digestion and composting plants is based exclusively on primary data. Only the most important one are reported in this section. In the system of SI the electricity consumptions of plants are: 15 kWh/t_{waste} MBTLC, 40 kWh/t_{waste} CompLC, 27 kWh/t_{waste} CompPB. In the case of BCN the MBT plants consume 72 kWh/t_{waste} of electricity (values in the MBT1 and MBT3 are assumed to be the same of MBT2). Regarding the composting plants the electricity consumption is 7 kWh/t_{waste} (assumed the same for all the plants).

The leachate production is 0.023 t/t_{waste}, 0.14 t/t_{waste} and 0.57 t/t_{waste}, respectively for MBTLC, CompLC and CompPB. In the system of BCN only MBT1 (0.27 t/t_{waste}) and MBT2 (0.16 t/t_{waste}) declared to produce leachate. The recovered materials are, in the case of SI, 0.0034 t/t_{waste} (only metals); while in the MBT plants of BCN system the amount of recovered materials (metals, plastics and glass) are: 0.041 t/t_{waste} (MBT1); 0.023 t/t_{waste} (MBT2); 0.058 t/t_{waste} (MBT3). MBT1 and MBT2 perform anaerobic digestion of SS-OF thus producing 215 kWh/t_{SS-OF} of electricity. As regard to compost production, the Companies of SI system declared a production of 0.23 and 0.15 t/t_{SS-OF}, respectively for CompLC and CompPB. In MBT1 and MBT2 the compost flows are 0.23 and 0.06 t/t_{SS-OF} respectively. The composting plants made only 0.04 t/t_{SS-OF} (CompSC) and 0.08 t/t_{SS-OF} (CompT). In this analysis, according to Hermann et al. (2011), it was considered that compost from industrial processes can substitute peat and straw and its use on land was considered as a saving of fossil CO₂ generated from peat substitution. The specific CO₂ emission avoided by the use of compost on land results equal to 0.199 kg CO₂/kg_{compost} (Hermann et al. 2011).

3.2. Landfills and Waste-to-Energy plants

The Ecoinvent models (called ecoinventTools), developed by the Swiss centre for Life Cycle Inventories, were used for landfill and incineration processes (Doka, 2003) (Doka, 2009). The specific characterization of the waste flows sent to these plants (chemical composition, fraction materials, waste degradation rates, etc.) and some technological parameters (energy production efficiencies, biogas treatment, etc.) were used in input to the ecoinventTools, in order to calculate specific inventories.

Starting from the composition of mixed MSW and SS-OF, provided by the local Authorities (Zanchi, 2011), the compositions of the different waste streams for the two cases were calculated by means of mass balances. In particular, the composition of the output streams from the MBT plants were estimated by applying the overall separation efficiency figures of the mechanical separation declared by the Companies. The residues exiting from the composting plants were assumed to be composed by the undesired materials present in the SS-OF to which the amount of compostable material, required to obtain the declared total amount of residues was added. More details about mass balances, separation efficiency figures and other assumptions are described in (Zanchi; 2011). The ecoinvent model for landfill calculates biogas production (within 100 years) depending on the waste composition, and assumes that 47% of it is captured, while 66% of the collected biogas is combusted in engines (Doka, 2003). The electricity production from biogas is 15.6 kWh/t_{waste} (LandTC), 17.3 kWh/t_{waste} (LandLM), 13.4 kWh/t_{waste} (LandPB), 17.3 kWh/t_{waste} (LandH). Values of leachate production were derived from the ecoinvent model which assumes that leachate is collected and treated in a wastewater treatment plant. The leachate production is considered constant ($2.5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{kg}_{\text{waste}} \cdot \text{y}$), with a pollutants concentration specific for the waste composition (Doka, 2003). The values of the most relevant input and output of ecoinvent model Waste-to-Energy plant (energy consumption, chemicals, bottom and fly ash, etc.) are reported in (Doka, 2009). The data about electricity and heat production from the Waste-to-Energy plants are instead primary data, collected from the plants: 603 kWh_{EL}/t_{waste} (IncLF), 461 kWh_{EL}/t_{waste} (IncSB), 0.6 GJ/t_{waste} (IncSB). The electricity and thermal energy were considered in term of electricity country-mix replacing, specific of the two Country (ecoinvent processes), and saved natural gas, respectively.

3.3. Cement kiln

Part of the RDF produced in BNC is co-combusted in cement kiln. This was modeled in term of conventional fuel (coal) saving, considering the ratio between the calculated low heating value (LHV) of 18.5 MJ/kg_{RDF} and a LHV of 29.6 MJ/kg_{coal}, and the specific net emissions generated by the RDF combustion. The avoided emissions are calculated according to the specific emission values reported by (Corinair, 2006), (Genon and Brizio, 2008) and (Zanchi; 2011).

4. Results and discussion

Table 1 reports the characterization values calculated for each impact category and referred to 1 t of waste generated for each case study. The results highlighted in grey are the best values for each impact category. The negative values of some indicators highlight that recovered streams – as electricity, heat and materials - succeeded in compensating the positive (effective) impact. The comparison shows that the two systems have a similar behaviour for each indicator, in fact the categories characterized by negative values are the same for SI and BCN, except for terrestrial ecotoxicity (TE). On the overall SI case study collects the major number of better indicator values, with the exception of GWP and Human toxicity (HT), for which both the systems have positive contributions.

Impact categories	Acronym	Unit	1 t waste SI	1 t waste BCN
Abiotic depletion	AD	kg Sb eq	-1.11E+00	-6.70E-01
Global warming potential	GWP	kg CO ₂ eq	3.75E+02	3.59E+02
Ozone layer depletion	ODP	kg CFC-11 eq	-1.40E-05	-5.35E-07
Human toxicity	HT	kg 1,4-DB eq	1.44E+02	1.26E+02
Fresh water aquatic ecotoxicity	FwaE	kg 1,4-DB eq	1.40E+03	1.81E+03
Marine aquatic ecotoxicity	MaE	kg 1,4-DB eq	6.85E+05	8.14E+05
Terrestrial ecotoxicity	TE	kg 1,4-DB eq	-5.89E-01	5.43E-01
Photochemical oxidation	PO	kg C ₂ H ₄	1.30E-03	2.85E-02
Acidification	A	kg SO ₂ eq	-9.16E-01	-7.83E-01
Eutrophication	Eu	kg PO ₄ ⁻ eq	1.01E+00	1.78E+00

Table 1: Impact assessment results: comparison of the two case studies

Results about the contribution of sub-processes of the systems are fully reported only for the GWP impact category (Figure 3). It was found that incineration, landfill and electricity recovery play the highest part in all the impact categories, while transports and treatment of waste have negligible contributions if compared with them.

The incineration process in the SI study case has the highest impact and the avoided emissions from electricity recovery are not able to completely compensate it. Since the landfilled waste is pre-treated (i.e. previously incinerated or aerobically bio-stabilised) its global warming potential contribution is strongly reduced. Moreover, the concerned landfills are all equipped with gas collection and combustion, with energy recovery, fully complying with European Directive 1999/31/EC.

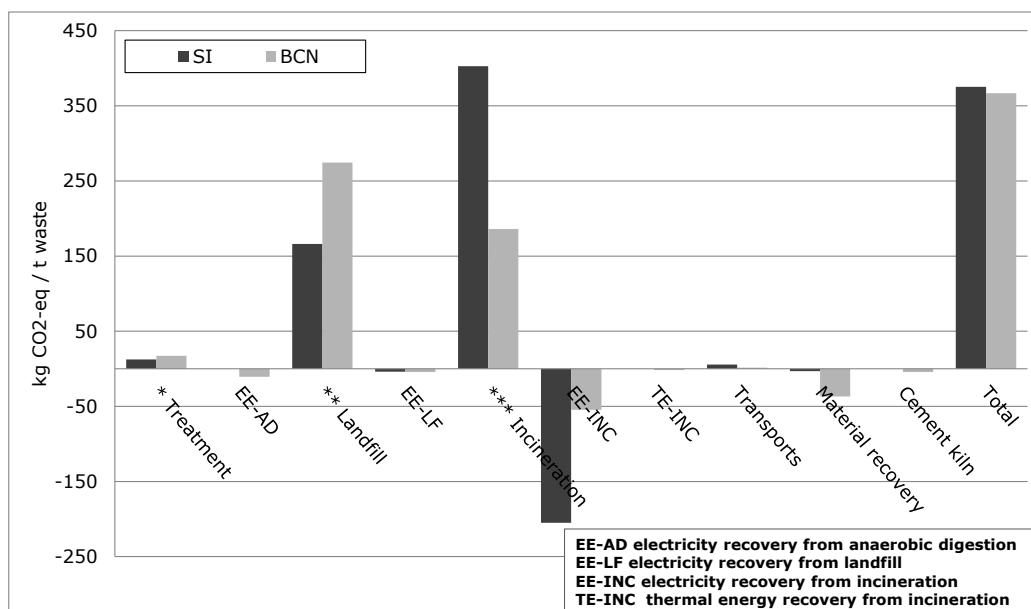


Figure 3: Contributions to GWP by the sub-processes included into the two studied systems

* Treatment sub-process includes MBT, composting and anaerobic digestion plants;

** Impact contribution of landfill was split into direct impacts (Landfill) and avoided impacts from energy recovery (EE-LF);

*** Impact contribution of Waste-to-Energy plants was split into direct impact (Incineration) and avoided impacts from energy recovery (EE-INC, TE-INC)

In the BCN case study, landfill is responsible of the largest contribution to GWP. This finding is explained considering the difference in waste amount sent to these different disposal ways.

The higher incineration ratio in SI ($0.43 \text{ t}_{\text{incinerated waste}} / \text{total waste}$) than in BCN (0.22) is the main reason for the difference in the GWP contributions. The smaller difference in landfilling, can be ascribed to a less different landfill ratio (0.48 and 0.59 in SI and BCN respectively).

The results also show that electricity production from incineration plays an important role in both the case studies. The first reason is the difference in the incineration ratio, the second is the different specific electricity production of the two Waste-to-Energy plants, higher in the case of Inc LF than Inc SB. The third reason is the difference in GWP of the two electricity country-mixes: a comparison shows that the Italian electricity has a higher GWP emission ($0.69 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$) than the Spanish one ($0.52 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$). The contribution of electricity recovery from anaerobic digestion of SS-OF is quite relevant (15%) in the BCN case, while the contribution of electricity recovery from landfill gas is quite low in both the systems. The utilization of RDF in cement kilns in BCN case generates negative contributions, but they are quite small values if compared to the other impact sources due to a low RDF stream. The use of compost on land results in avoided emissions equal to $9.6 \text{ kgCO}_2/\text{kg}_{\text{waste}}$ and $5.6 \text{ kgCO}_2/\text{kg}_{\text{waste}}$, respectively for SI and BCN. Including these emission saving in the overall GWP calculation, decreases the indicator values, showed in Table , of about 3% in SI case and about 2% in BCN case; however the GWP calculated for BCN case still remains lower than the value calculated for SI case.

An in-depth analysis shows that changing the efficiency value of materials recovery from 100% to 60% causes higher impacts increases in BCN case, rather than in SI case. This is mainly due to the higher ratio between the recovered material and the total waste amount in the BCN case, which is tenfold higher than in SI case.

5. Conclusions

It was found that incineration, landfill and electricity recovery play the highest part for all the categories, while transports and treatment of waste have quite low contributions if compared with the previous ones. Whether the main contribution is given by incineration or landfill depends on how much waste is incinerated or landfilled, with respect to the total amount of entering waste into the system. Concerning avoided impacts from electricity recovery, contributions from incineration is predominant and is strongly dependant on specific electricity production per unit of mass of entering waste (i.e. net efficiency of the process) but also on the composition of the country specific electricity mix.

The contribution of electricity production from anaerobic digestion of SS-OF is quite relevant, highlighting in the results the influence of the choice of the type of biological treatment of SS-OF. On the contrary, the contribution of electricity recovered from landfill gas is in general quite low. Also the utilization of RDF in cement kiln generates avoided contributions but quite small, due to relatively low amount of the stream sent to this treatment, at present. In general, the effect of compost use, with respect to the GWP calculation, was found rather low if compared with the total impact of the waste management system. The avoided impacts due to material recovery could affect the final impact results, especially in systems where high material separation is performed. Whether the material is effectively recycled and to which extent (i.e. how much of the separated material is returned back to the waste circuit because it is not of adequate quality for recycling) is a quite important issue and investigations about the real fate of separated materials should be done through collecting actual data for any system under evaluation.

6. References

- Àrea Metropolitana de Barcelona Entitat del Medi Ambient - EMA-AMB, 2011. El Programa Metropolità de Gestió Residus Municipals (PMGRM) (2009-2016): <http://www.amb.cat/web/emma/residus> (in Catalan) (July 15, 2011).
- Comunità di Ambito Toscana Sud - ATO Toscana Sud. 2011. Piano Straordinario, Area Vasta ATO7, ATO8 e ATO9 (2008): <http://www.atotoscanasud.it/download> (April 11, 2011).
- Corinair - Emission Inventory Guidebook - PROCESSES WITH CONTACT. Activities 030311 & 040612 (December, 2006).
- den Boer, J., den Boer, E., Jager, J. (2007) LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Manage.* 27, 1032–1045.
- Doka, G. (2003) Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No.13 Swiss Center for Life Cycle Inventories. St. Gallen.
- Doka, G. (2009) Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No.13 Swiss Center for Life Cycle Inventories. Dübendorf.
- Genon, G., Brizio, E. (2008) Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF. *Waste Manage.* 28, 2375–238.
- Gentil, E.C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneøe, S., Ozge Kaplan, P., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Li, R., Christensen, T.H. (2010) Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. *Waste Manage.* 30, 2636–2648.
- Goedkoop, M., Oele, M., De Schryver, A., Vieira, M., Hegger, S. (2010) SimaPro Database Manual - Methods library. Report version: 2.4 - PRé Consultants.
- Hermann, B.G., Debeer, L., De Wilde, B., Blok, K., Patel, M.K. (2011) To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polym Degrad Stab.* 96, 1159-1171.
- Lombardi, L., Carnevale, E., Corti, A., Bacchi, D. (2011) Potential evaluation and technology comparison for anaerobic digestion of organic fraction of MSW. *Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3 - 7 October 2011.*
- Lombardi, L., Corti, A. (2008) Waste Management Planning: Life Cycle Assessment Approach as a Decision Support Tool. In: Lavelle J. R. (ed.), *Waste Management: Research, Technology and Development*. Nova Science Publishers, Inc. New York, pp. 257-285.
- Manfredi, S., Christensen, T.H. (2009) Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Manage.* 29, 32–43.
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J. (2010) The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Manage.* 30, 983–994.
- Rives, J., Rieradevall, J., Gabarrell, X. (2010) LCA comparison of container systems in municipal solid waste management. *Waste Manage.* 30, 949–957.
- UNEP IETC Environmental Technology Centre (2010) *Waste and Climate Change: Global trends and strategy framework*. 3rd Draft July 2010. Osaka/Shiga.
- Weidema, B., Hischer, R., Althaus, H., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Jungbluth, N., Nemecek, T., Primas, A., Wernet, G. (2009) Code of Practice - Data v2.1. ecoinvent report No.2 Swiss Center for Life Cycle Inventories.
- Zanchi, L. 2011. LCA comparison of MSW management systems in Tuscany and Catalonia. Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria per la Tutela dell'Ambiente e del Territorio. Facoltà di Ingegneria. Università degli studi di Firenze. a.a. 2010-2011.

Fitorimedia o escavazione e smaltimento in discarica? L'analisi del ciclo di vita (LCA) come strumento metodologico per la valutazione delle tecniche di bonifica dei siti contaminati

Autori: Dott. Paolo Carrani¹, Ing. Laura D'Aprile²

¹ DEB (Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche) - Università degli Studi della Tuscia,
Largo dell'Università s.n.c. – 01100 Viterbo.

² ISPRA - Responsabile Settore Siti Contaminati, Via Vitaliano Brancati 48 – 00144 Roma.
paolo.carrani@gmail.com

Abstract

Nella scelta della metodologia di bonifica dei siti contaminati, la tecnica LCA può aiutare nella scelta della migliore tecnologia disponibile per ridurre l'impatto ambientale del servizio di bonifica o per migliorare le prestazioni ambientali di un determinata tecnologia. La ricerca effettuata si riferisce ad un caso studio relativo al Sito di Interesse Nazionale "Terni-Papigno" per il quale è stato redatto un progetto preliminare di bonifica denominato REMIDA. Tale studio LCA punta principalmente a valutare quale, tra la tecnica di fitorisanamento prevista dal progetto suddetto e la tecnica tradizionale dello scavo e smaltimento in discarica, ipotizzata per lo stesso caso, sia la scelta migliore in termini di sostenibilità ambientale. I risultati preliminari ottenuti hanno mostrato una netta differenza tra le due modalità d'intervento con valori d'impatto ambientale molto inferiori nel caso della tecnica di fitorimedia; inoltre, tali risultati hanno dato la possibilità di dimostrare l'inequivocabile validità del LCA come strumento di analisi delle tecniche di bonifica a supporto dei processi decisionali, e di individuare nel trattamento intensivo di bonifica la fase più critica dello scenario di fitorimedia in seguito ad un'attenta analisi interna.

1. Introduzione

L'area industriale di Papigno (TR), comprendente una ex discarica oggetto di un intervento di bonifica, è stata inserita nel 2001 nel Sito di Interesse Nazionale "Terni-Papigno". Il progetto di bonifica realizzato per tale sito è denominato REMIDA e nasce dalla collaborazione tra ARPA Umbria, IBAF-CNR e DiSAFRi - Università degli Studi della Tuscia; tale progetto prevede una metodica di intervento economica e a basso impatto ambientale basata sull'implementazione di tecniche di fitorimedia (o fitorisanamento) combinando la bonifica e la riqualifica dell'area in concomitanza con l'applicazione del metodo colturale delle *Short Rotation Forestry* (SRF) con cloni di pioppo specificatamente selezionati; la riqualifica dell'area sarà operata mediante la produzione di biomassa da utilizzare per fini energetici. Al termine dei trattamenti, il progetto prevede l'ipotesi di estendere le dimensioni del parco pubblico attrezzato alla superficie occupata dalla piantagione SRF che potrebbe essere sostituita da un sistema di vegetazione permanente.

Come sistema di riferimento per il confronto della sostenibilità ambientale è stato considerato un ipotetico scenario alternativo che prevede lo scavo e lo smaltimento in discarica del terreno contaminato presente nell'ex discarica di Papigno. È stata scelta come riferimento, in quanto relativamente vicina e dotata di registrazione EMAS, la discarica sita in località Le Crete, in prossimità di Orvieto (TR) a circa ottanta chilometri dal sito di Papigno e di superficie pari a 216000 m² (SAO S.p.A., 2012).

Gli obiettivi specifici di tale studio, condotto in conformità alle norme della serie ISO 14040, sono:

- Testare la validità di LCA come strumento di valutazione delle tecniche di bonifica;
- Verificare internamente il processo di fitorimedia, individuando tutte quelle fasi che comportano un maggiore impatto ambientale ;

- Dimostrare i vantaggi ambientali della tecnologia del fitorimedio rispetto alla metodica tradizionale dello scavo e smaltimento in discarica confrontando i relativi sistemi funzionali.

La valutazione è stata eseguita utilizzando il software Simapro v.7.2.2.

2. Materiali e metodi

2.1. Localizzazione e descrizione del sito

L'area industriale di Papigno è situata lungo il corso del fiume Nera a circa 5 km in direzione Est dalla città di Terni lungo la SS. 209 "Valnerina" ad una quota media di circa 190 metri s.l.m.. La discarica oggetto dell'intervento di bonifica si trova al di sotto dell'abitato di Papigno, su un ampio terrazzamento in adiacenza agli impianti industriali. I contaminanti individuati appartengono a tre categorie, sono presenti idrocarburi C>12 in concentrazioni da un minimo di 65 mg/kgs.s, PCB e in parte minore metalli pesanti (Crtot, Ni, Zn, Pb, Cu). La superficie complessiva, oggetto della bonifica è di circa 3,5 ha.

2.2. Target audience

Il destinatario principale delle informazioni tecniche e dei risultati ottenuti con tale studio è l'Amministrazione Comunale di Terni che ha commissionato il progetto ad ARPA Umbria, dal momento che la sostenibilità ambientale di un prodotto (processo o servizio), verificata tramite LCA, è uno dei principi basilari dello strumento 'Agenda 21' previsto dal programma ambientale comunitario. È necessario pertanto un resoconto che rappresenti un compendio dello studio in cui sono assemblate le varie parti della procedura documentate in modo chiaro e organizzato ed illustrati esaurientemente i risultati definitivi. Destinatari secondari sono rappresentati dalla comunità scientifica e dalle associazioni di categoria.

2.3 Funzione dei sistemi, confini dei sistemi e unità funzionale

La funzione comune (obiettivo-prodotto) di entrambi i sistemi a confronto è la bonifica dei 276 m³ di terreno contaminato (ARPA Umbria, IBAF & DISAFRI, 2009) pari alla contaminazione complessiva del sito in esame. L'unità funzionale scelta è il "m³ equivalente" di terreno contaminato nel quale le percentuali di contaminanti presenti (vedi *Sottoparagrafo 2.1*) sono indicate nel progetto preliminare di bonifica. I diagrammi di flusso, che descrivono in maniera sintetica gli input ed output relativi ai due scenari di bonifica individuando pertanto i loro confini, sono illustrati nella Figura 1 e nella Figura 2.

Il trattamento estensivo ed intensivo rappresentano le macrofasi dello scenario Fitorimedio, il quale pertanto è il risultato dell'assemblaggio delle stesse; entrambe le macrofasi sono costituite da fasi (Figura 1 - box collegati dalle grandi frecce blu) le quali a loro volta derivano dall'assemblaggio di unità di processo (ad es. la quantità di un tipo di materiale o energia o la quantificazione di una particolare lavorazione, attività o fenomeno); tali unità di processo producono emissioni e rilasci che sono tradotti in carichi ambientali. Il trattamento intensivo è stato articolato nelle seguenti fasi: 1. Installazione delle vasche e del bacino idrico; 2. Fase operativa del trattamento; 3. Fase di utilizzo post-operativa.

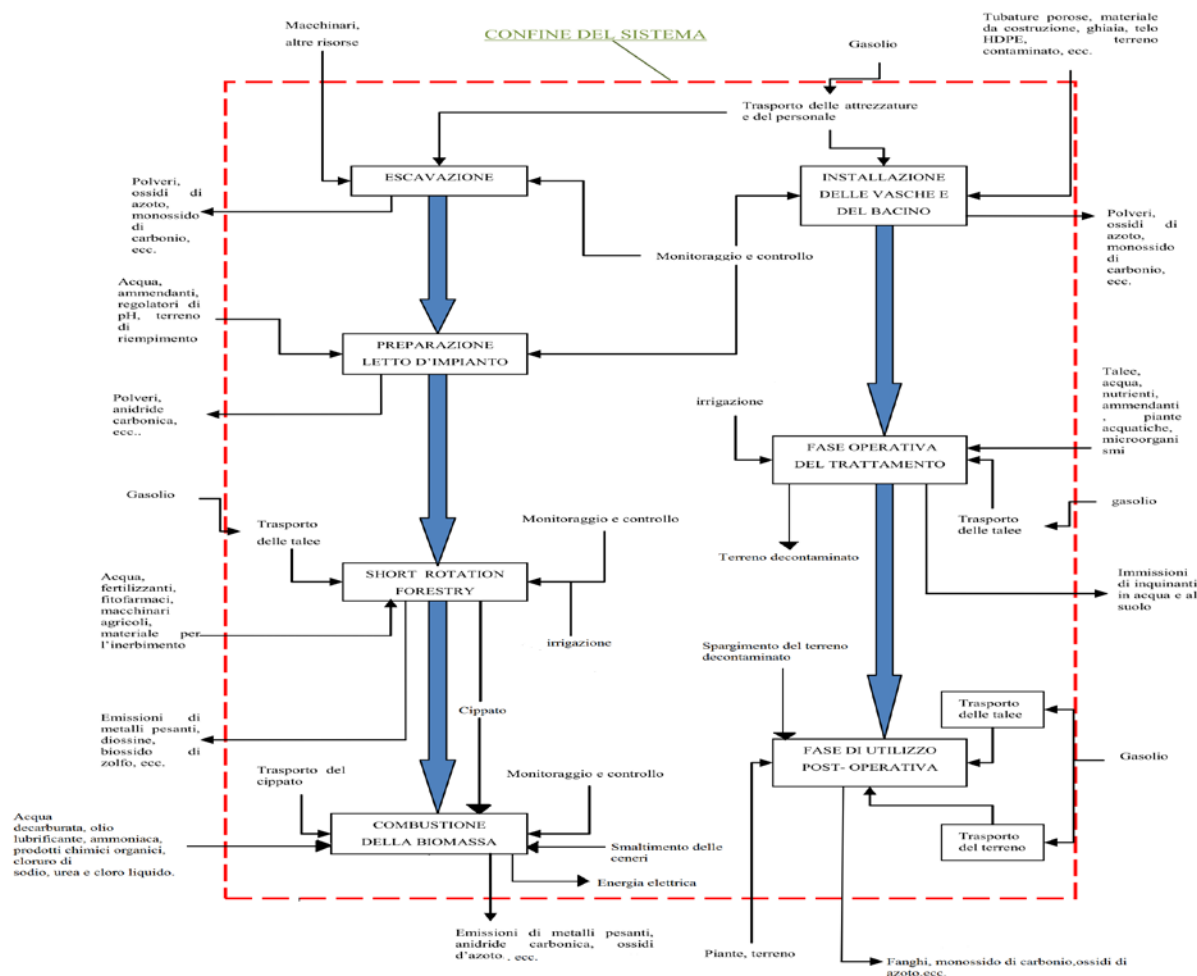


Figura 1: Diagramma di flusso per lo scenario di Fitorimedio (le frecce piccole entranti nel sistema indicano i flussi elementari di materia ed energia, quelle uscenti indicano le emissioni e i rilasci ambientali mentre internamente al sistema collegano le unità di processo alle fasi; le grandi frecce blu indicano solo un passaggio temporale tra una fase e l'altra)

L'effettiva decontaminazione viene effettuata mediante tale trattamento il cui arco temporale è di quattro anni (ARPA Umbria, IBAF & DISAFRI, 2009). Il trattamento estensivo è stato articolato nelle seguenti fasi: 1. Escavazione; 2. Preparazione del letto d'impianto; 3. *Short Rotation Forestry* (SRF); 4. Termovalorizzazione delle biomasse.

La SRF è paragonabile ad una forma di "*phytocapping*" (copertura del suolo mediante l'uso di piante) finalizzata anche al recupero energetico mediante combustione delle biomasse prodotte. La piantagione verrà ceduta al termine del ciclo colturale individuato (2-3 anni) (ARPA Umbria, IBAF & DISAFRI, 2009). Gli impatti che tale scenario provoca sono sia locali, regionali e globali.

Riguardo allo scenario di scavo e smaltimento in discarica (Figura 2), il ciclo di vita considerato comprende la realizzazione della discarica fino alla dismissione con messa in sicurezza tradizionale. Come per l'altro scenario sono stati inclusi gli impatti locali, ossia quelli circoscritti al sito a causa delle operazioni di scavo del terreno contaminato e quelli circoscritti alla discarica, gli impatti regionali e quelli globali come ad esempio le emissioni di anidride carbonica derivanti dall'esercizio delle apparecchiature o dal trasporto di macchinari e materiale. Per tale scenario sono state previste le seguenti fasi: 1. Realizzazione della discarica; 2. Gestione della discarica; 3. Messa in sicurezza tradizionale.

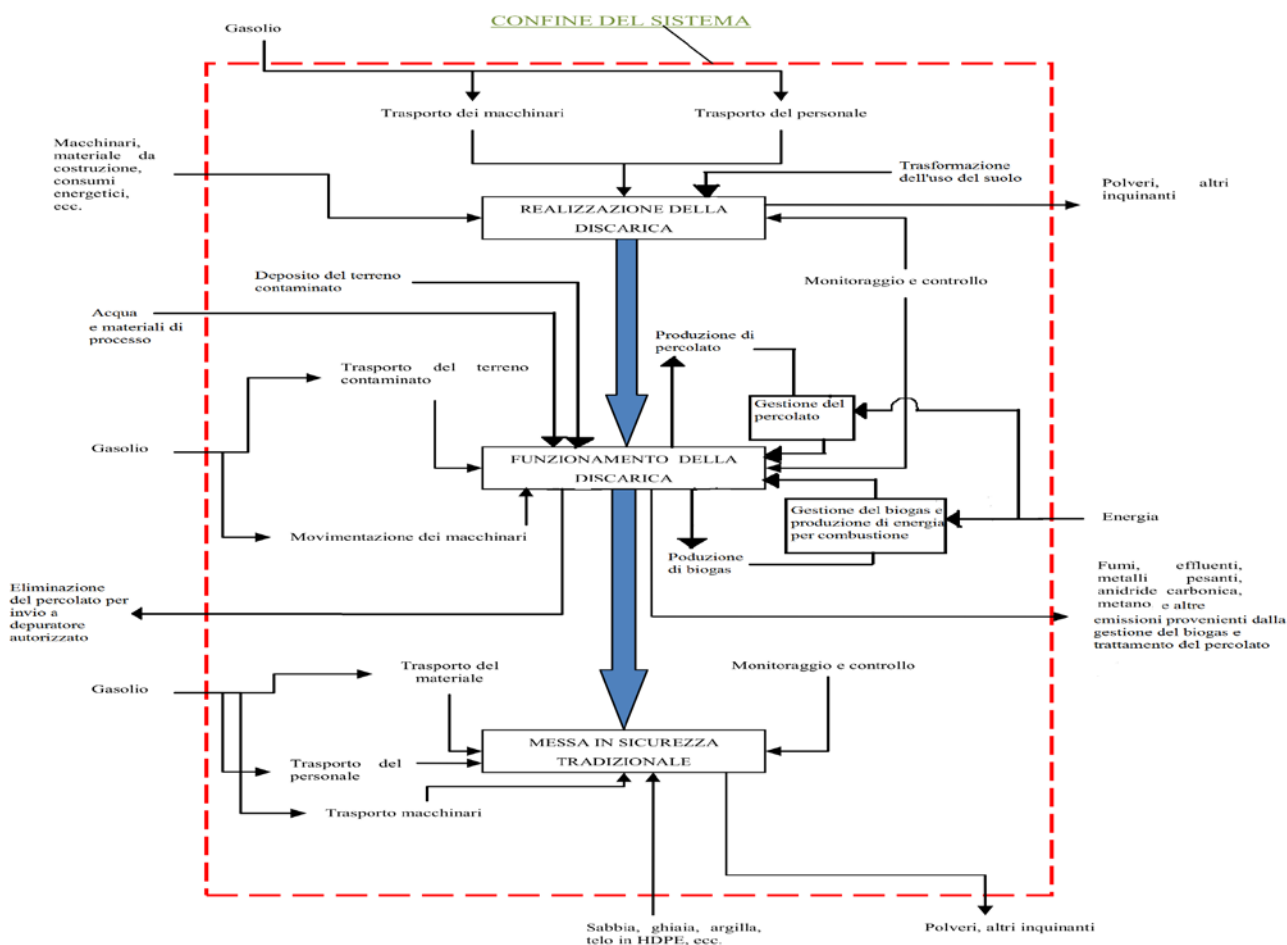


Figura 2: Diagramma di flusso per lo scenario di scavo e smaltimento in discarica
 (le frecce piccole entranti nel sistema indicano i flussi elementari di materia ed energia, quelle uscenti indicano le emissioni e i rilasci ambientali mentre internamente al sistema collegano le unità di processo alle fasi; le grandi frecce blu indicano solo un passaggio temporale tra una fase e l'altra)

2.4 La gestione della multifunzionalità

Sia la macrofase di trattamento estensivo che la fase di utilizzo post-operativa del trattamento intensivo non sono inerenti alla funzione di sistema descritta nel precedente paragrafo, ma sono abbinate, rispettivamente, alla copertura parziale del sito (1,5 ha) operata con le piante e alla fitodepurazione di 3650 l/a di reflui derivanti dai servizi igienico-sanitari del futuro parco. I valori delle relative unità di processo sono riferite, rispettivamente, ad 1 m² di terreno da coprire e ad 1 l/a di refluo pervenuto. Il trattamento estensivo ha, inoltre, implicato unità di processo multifunzionali che hanno generato il coprodotto 'energia elettrica' per il quale è stata effettuata un'espansione dei confini dello scenario di fitorimedio (Figura 1).

Il motivo che ha condotto a considerare tutto (funzioni di sistema e coprodotto) all'interno di uno stesso sistema (Figura 1) è dovuto alla necessità di dover valutare la sostenibilità ambientale dell'intera tecnologia proposta e avere l'opportunità di confrontare, con lo scenario alternativo, sia l'intervento di bonifica che le forme di copertura dei siti.

Nello scenario di scavo e smaltimento in discarica (Figura 2), il biogas prodotto e considerato limitatamente al deperimento organico del terreno contaminato deposto viene utilizzato per produrre energia la quale, a sua volta, è riutilizzata ai fini della gestione della discarica; in tal senso non esiste nessun coprodotto per tale scenario.

Considerando che la discarica le Crete accumula annualmente, tra RSU indifferenziati e rifiuti speciali non pericolosi, 24.700 m³ di rifiuti e registrava al 28 marzo 2012 una capacità volumetrica residua di 947.000 m³ (SAO S.p.A., 2012), e dal momento che tutte le fasi dello scenario concorrono allo smaltimento completo dei rifiuti, tutte le unità di processo sono state ripartite in funzione dei m³ di terreno smaltito in discarica rispetto al totale dei rifiuti conferiti (procedura di allocazione).

2.5. Omissioni

Si sono rese necessarie delle omissioni principalmente per motivi di mancanza di dati in combinazione con la mancanza di tempo. Sono state, ad esempio, escluse le emissioni di polvere e la produzione di rumore provenienti dal processo di escavazione, sono state escluse le eventuali emissioni in aria, acqua e suolo di sostanze (ad es. terpeni, isopreni, ossidi d'azoto, nitrati, fosfati, fosforo, metalli pesanti ecc.) da parte delle piante coltivate ed è stata omessa la ritenzione di anidride carbonica (carbon sink) da parte della biomassa legnosa in quanto è risultato sconosciuto il rendimento della coltivazione dei cloni di pioppo.

Quest'ultima omissione potrebbe sopravvalutare l'impatto sul riscaldamento globale. In merito alla fase intensiva dello stesso intervento sono state omesse le quantificazioni delle seguenti voci: tubature porose, nutrienti, batteri, piante acquatiche e microrganismi.

Riguardo allo scenario di scavo e smaltimento in discarica, per la mancanza di voci nel database Ecoinvent, è stata esclusa la produzione e successiva gestione del percolato, la barriera di impermeabilizzazione su fondo e fianchi e il terreno di fondazione e sottofondo della discarica; la struttura della discarica è stata in generale semplificata. Per entrambi gli scenari sono stati esclusi il ciclo di vita dei macchinari impiegati nelle diverse fasi e non sono stati considerati le operazioni e i tempi di monitoraggio e il controllo.

2.6. Qualità dei dati

È stato fatto riferimento, per tutte le fasi del ciclo di vita di entrambi gli scenari, al database Ecoinvent, impostato all'interno del software, in quanto contenente dati provenienti da studi riconosciuti a livello internazionale e costantemente aggiornati.

2.7. Analisi dell'inventario (LCI)

Riguardo allo scenario di fitorimedio i dati utilizzati per l'analisi d'inventario sono stati reperiti direttamente dal progetto preliminare di bonifica (ARPA Umbria, IBAF & DISAFRI, 2009) ed estrapolati da articoli e testi di letteratura scientifica (Bacenetti et al., 2012; Hartmann et al., 2000; Oriani, 2012; Suer & Andersson-Sköld, 2010).

Per l'analisi d'inventario dello scenario comparativo di riferimento la maggior parte dei dati è stata ottenuta dal documento di Dichiarazione Ambientale SAO S.p.A. (SAO S.p.A., 2012) mentre in minima parte sono pervenuti dall'analisi di documenti di letteratura scientifica (Arena et al., 2003).

Nella creazione del modello LCA si è tenuto conto di ricavare un valore unitario (output), da inserire nelle singole schede delle diverse fasi. La quantificazione dei relativi processi (input) è riferita all'ottenimento della quantità unitaria dell'output.

Nella Tabella 1 sono riportate le due tipologie di dati utilizzati per ciascuna fase del ciclo di vita dei due scenari di bonifica insieme con le voci del database Ecoinvent utilizzate.

FASI DEL CICLO DI VITA	DATI PRIMARI	DATI SECONDARI	Database ECOINVENT
Escavazione (unità funzionale di riferimento: 1 m ² di suolo da coprire)	X	Suer & Andersson-Sköld, 2010	- excavation, hydraulic digger/RER U; - operation, lorry >32 t, EURO3/RER U); - transport, passenger car/RER U
Preparazione letto d'impianto (unità funzionale di riferimento: 1 m ² di suolo da coprire)	X	Suer & Andersson-Sköld, 2010	- sand and gravel, unspecified, in ground; - tillage, cultivating, chiselling/CH U
SRF (unità funzionale di riferimento: 1 m ² di suolo da coprire)	X	Oriani, 2012; Bacenetti et al., 2012	- occupation, forest intensive, short cycle; - tillage, ploughing/CH U; - trasformation, to urban, green areas; - irrigating/m³/CH U; - ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U; - phosphate rock, as P₂O₅, beneficiated, dry, at plant/ MA U; - application of plant protection products, by field sprayer/ CH U; - planting/ CH U; - operation van < 3,5 t/ CH U; - wood chopping, mobile chopper, in forest/ RER U;
Termovaloriz. delle biomasse (unità funzionale di riferimento: 1 m ² di suolo da coprire)	–	Hartmann et al., 2000	- wood chips, burned in cogen 6400 KWh, emission control/ CH U; - transport, lorry > 32 t, EURO3/ RER U
Installazione vasche e bacino idrico (unità funzionale di riferimento: 1 m ³ di terreno contaminato)	X	–	- Vasche in calcestruzzo (Cement, cast plaster floor, at plant/ CH U); - Telo impermeabile in HDPE (Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/ RER U); - gravel, round, at mine/ CH U; - Bacino idrico (Cement, cast plaster floor, at plant/ CH U); - transport, passenger car/RER U;
Fase operativa del trattamento (unità funzionale di riferimento: 1 m ³ di terreno contaminato)	X	Bacenetti et al., 2012	- planting/ CH U; - irrigating/m³/CH U; - operation, van <5 ton; - fertilising, by broadcaster/CH S; - occupation, construction site
Fase di utilizzo post-operativa (unità funzionale di riferimento: 1 l/a di reflui da fitodepurare)	X	–	- spargimento terreno decontaminato (Solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader); - operation, lorry >32 ton) - planting/ CH U; - fitodepurazione dei reflui (Sand and gravel, unspecified, in ground; Clay, bentonite, in ground)
Realizzazione della discarica (unità funzionale di riferimento: 1 m ³ di terreno contaminato)	X	–	- occupation, dump site; - operation, lorry > 32 ton; - transport, passenger car; - transformation, to dump site;

Gestione della discarica (unità funzionale di riferimento: 1 m ³ di terreno contaminato)	X	Arena et al., 2003	• excavation, hydraulic digger/RER U; • biogas, production mix, at storage/CH U; • natural gas, burned in power plant/ASCC U; • Electricity, high voltage, at grid/AT U; • water, process, unspecified natural origin/m³; • diesel, at regional storage/ RER U; • disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill/CH S
Chiusura discarica con messa in sicurezza tradizionale (unità funzionale di riferimento: 1 m ³ di terreno contaminato)	X	–	• telo impermeabile in HDPE (Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/ RER U); • gravel, round, at mine/ CH U; • transport, lorry > 32 ton; • transport, passenger car/RER U ; • diesel, at regional storage/ RER U

Tabella 1: Dati primari, secondari e i dati Ecoinvent utilizzati nelle varie fasi del ciclo di vita dei due scenari di bonifica (il segno 'X' indica che quel tipo di dato è presente, mentre il segno '–' indica che quel tipo di dato è assente)

2.8. Le assunzioni e le limitazioni

Riguardo allo scenario di fitorimedio, tra le ipotesi non documentate per la mancanza di dati utilizzabili sia dal progetto Remida e sia da studi simili, si annoverano: un arco temporale di sei anni per la SRF considerando tre cicli colturali di due anni ciascuno, il numero di lavoratori e la distanza tra la residenza lavoratori e il sito, la distanza tra il vivaio ed il sito, la distanza tra il sito ed il termovalorizzatore e la distanza tra il luogo di reperimento del materiale di riempimento ed il sito. Riguardo allo scenario di scavo e smaltimento in discarica, per mancanza di dati documentati, è stato ipotizzato un arco temporale di trent'anni a partire dalla realizzazione della discarica sino alla sua chiusura e messa in sicurezza e sono state ipotizzate le distanze tra il luogo di reperimento dei macchinari da costruzione ed il luogo della discarica, tra la residenza dei lavoratori ed il luogo della discarica e tra il luogo di reperimento della ghiaia, del telo HDPE e del terreno di copertura e il luogo della discarica.

Tra le limitazioni dello studio si annoverano i diagrammi di flusso che risultano ideali o generali nel senso che alcuni input e/o output e/o processi interni rappresentati non sono stati calcolati; inoltre si deve tenere conto nella valutazione dei risultati il fatto che i dati e le informazioni sono state desunte da un progetto preliminare e che la presenza di più unità funzionali nello scenario di fitorimedio altera il confronto con lo scenario di riferimento.

2.9. La valutazione degli impatti (LCIA)

Una volta stabiliti i confini del sistema e il carico ambientale totale di ciascuna fase del ciclo di vita di entrambi gli scenari di bonifica, quest'ultimo riferito ad una unità funzionale di sistema, è stata valutata l'incidenza dello stesso, ovvero il costo o pressione ambientale, sulle categorie d'impatto (*midpoint*) e sulle categorie di danno (*endpoint*) selezionate dal modello di valutazione degli impatti prescelto, Ecoindicator 99(I) v.2.07.. Per il conseguimento dei risultati a livello di *endpoint*, tale modello è in grado di effettuare una normalizzazione e successiva ponderazione dei risultati ottenuti a livello di *midpoint* sulla base di riferimenti di normalizzazione e ponderazione restituendo dei valori a punteggio unico (Pt). Per stabilire tali riferimenti è necessario considerare il fattore tempo che deve coincidere con la durata del ciclo di vita dello scenario; pertanto, al fine di effettuare un'ideale com-

parazione, per lo scenario di fitorimedio è stato ipotizzato il medesimo arco di tempo per i due scenari di bonifica considerando il protrarsi degli impatti apportati dalla fase di utilizzo post-operativa durante la quale verranno fitodepurati i reflui derivanti dai servizi igienico-sanitari del futuro parco. In tale fase dello studio sono stati inoltre presi in considerazione sia gli impatti associati alle attività di bonifica e sia quelli associati ai benefici o agli oneri che derivano dal riuso o dal destino del terreno; la valutazione degli impatti pertanto prosegue anche dopo che si è concluso il processo di bonifica.

3. Risultati

3.1. Risultati con Ecoindicator 99(I) v.2.07.

Tra le differenti forme di illustrazione dei risultati ottenuti con tale modello di valutazione degli impatti, i grafici sintetici (network) permettono una visualizzazione immediata del ciclo di vita del processo e permettono di identificare velocemente i principali fattori d'impatto. Il colore rosso delle frecce indica un impatto negativo sull'ambiente, mentre la loro ampiezza è proporzionale all'entità di tale impatto. Tra i due tipi di trattamento di fitorimedio, quello che fornisce decisamente il maggior contributo all'impatto di tale scenario è quello intensivo (Figura 3).

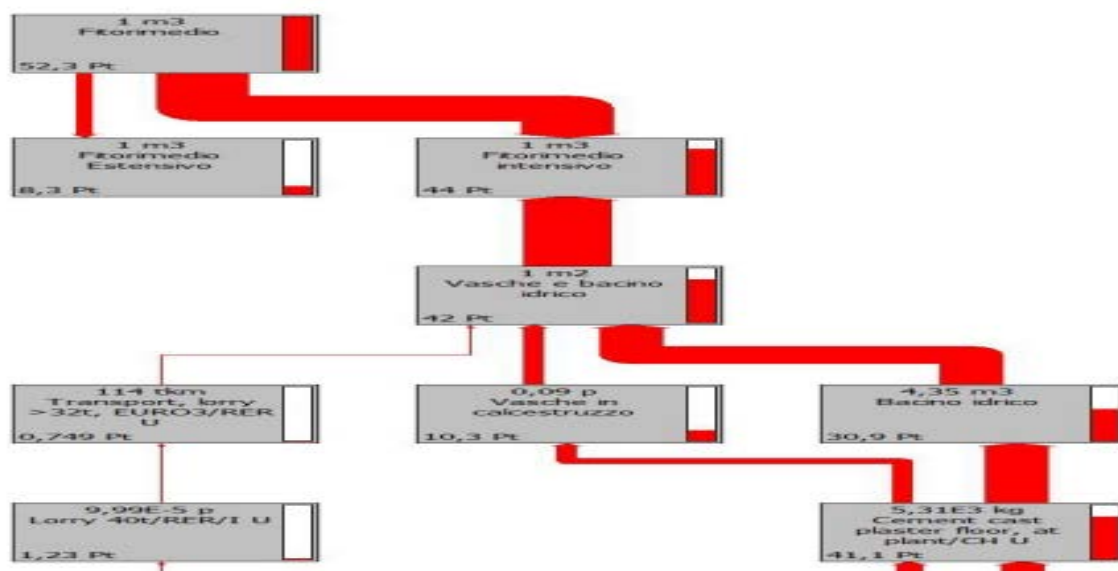


Figura 3: Parte del network a punteggio singolo per lo scenario di bonifica del fitorimedio con rappresentazione degli impatti negativi. Cut off del 12% (Ecoindicator 99)

I valore del *cut off* indicato nelle didascalie delle figure rappresentanti i network sono stati impostati in modo da rendere meno complesso il network rendendolo maggiormente comprensibile; tali valori indicano che nei box sono rappresentati solo i processi che hanno un impatto superiore alla percentuale indicata; pertanto i processi e i materiali più rilevanti sono facilmente leggibili, ma tale valore non implica volutamente le omissioni riportate nel precedente paragrafo 2.5.

Il network relativo al trattamento intensivo (Figura 4) evidenzia il dominio, in termini d'impatto negativo, della fase di installazione delle vasche e del bacino idrico in tale scenario e la Figura 5 mostra che l'azione impattante dovuta alla loro realizzazione è concentrata particolarmente sul depauperamento delle risorse minerali e sull'aumento del riscaldamento globale.

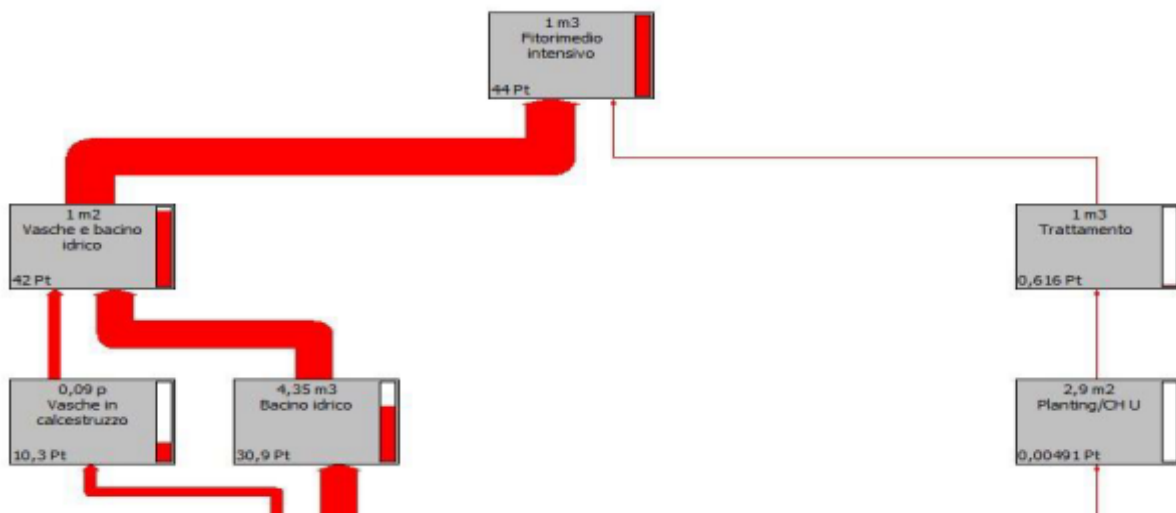


Figura 4: Network a punteggio singolo per il trattamento intensivo dello scenario di Fitorimedio. Cut off del 3.8%

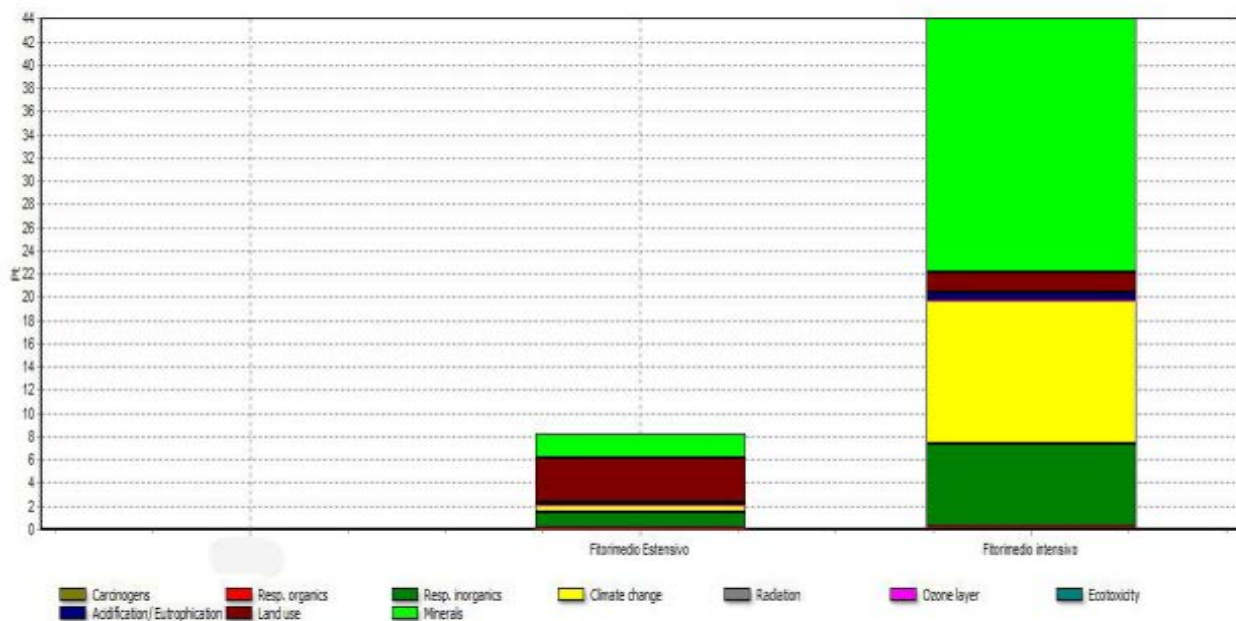


Figura 5: Grafico dei contributi delle categorie d'impatto al punteggio unico per lo scenario di fitorimedio (Ecoindicator 99)

La *Short Rotation Forestry*, invece, è la fase processuale che maggiormente contribuisce al punteggio finale del trattamento estensivo di fitorimedio generando un notevole impatto sulla qualità degli ecosistemi, soprattutto mediante l'occupazione del suolo (*land use*) (Figura 6).

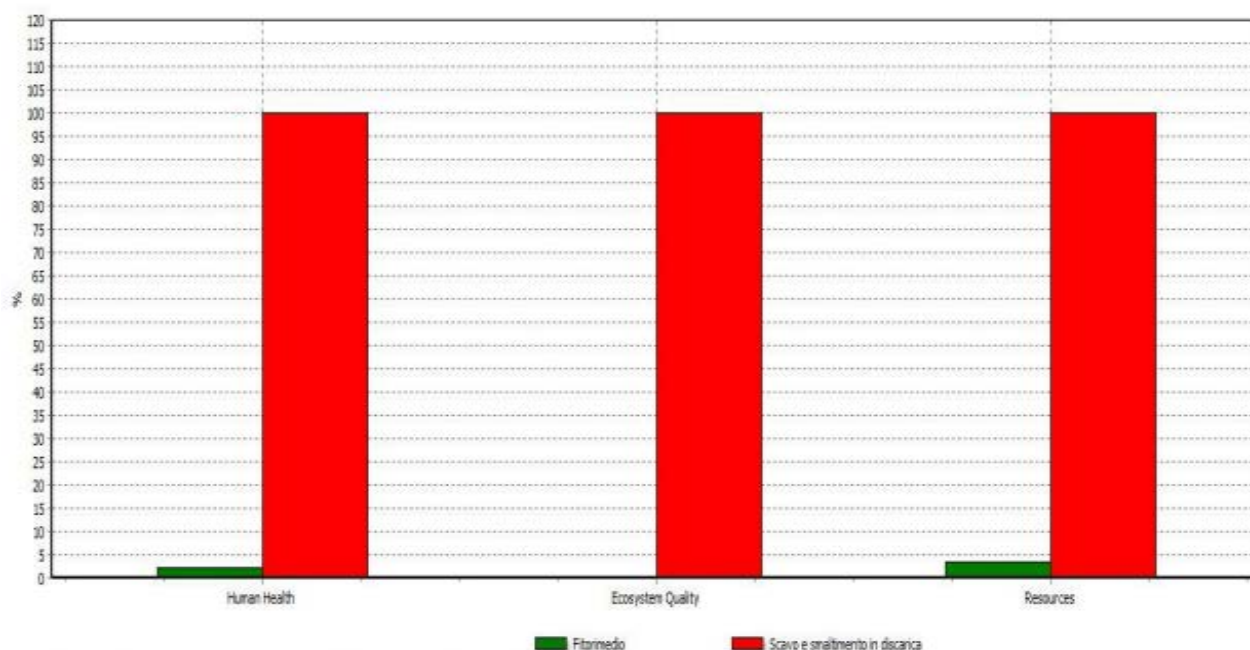


Figura 6: Istogrammi di valutazione delle categorie di danno (endpoint) per il confronto tra le due alternative di bonifica in studio (Ecoindicator 99)

Sia dai risultati inerenti alle categorie di danno che quelli inerenti alle categorie d'impatto, considerando che entrambe le tecniche di bonifica producono il medesimo beneficio, ossia la bonifica del terreno, e osservato che i loro impatti più rilevanti incidono sulle stesse categorie d'impatto (valori in rosso in Tabella 2), ossia insistono sulle medesime problematiche ambientali, è possibile concludere che, tra le due, il fitorimedio è la metodologia maggiormente sostenibile.

Categoria d'impatto	Unità	Fitorimedio	Scavo e smaltimento in discarica
Totale	Pt	52,33066	4376,688
Carcinogens	Pt	0,322602	20,26473
Resp. organics	Pt	0,030326	3,046934
Resp. inorganics	Pt	8,486988	533,1122
Climate change	Pt	13,03213	460,7074
Radiation	Pt	0,006204	0,358478
Ozone layer	Pt	0,002199	0,281097
Ecotoxicity	Pt	0,099866	4,858901
Acidification/ Eutrophication	Pt	0,815411	48,14807
Land use	Pt	5,47851	2635,658
Minerals	Pt	24,05642	670,2516

Tabella 2: Tabella dei valori midpoint espressi a punteggio unico tra le due alternative di bonifica in studio. In giallo sono evidenziati i valori dei punteggi unici totali mentre in rosso sono riportati i valori più rilevanti per entrambe le alternative

Tale conclusione è avvalorata dalla differenza d'impatto ambientale riscontrabile nel confronto tra le due forme di copertura dei siti nei rispettivi scenari, ossia la messa in sicurezza tradizionale e il trattamento di fitorimedio estensivo (Figura 7).

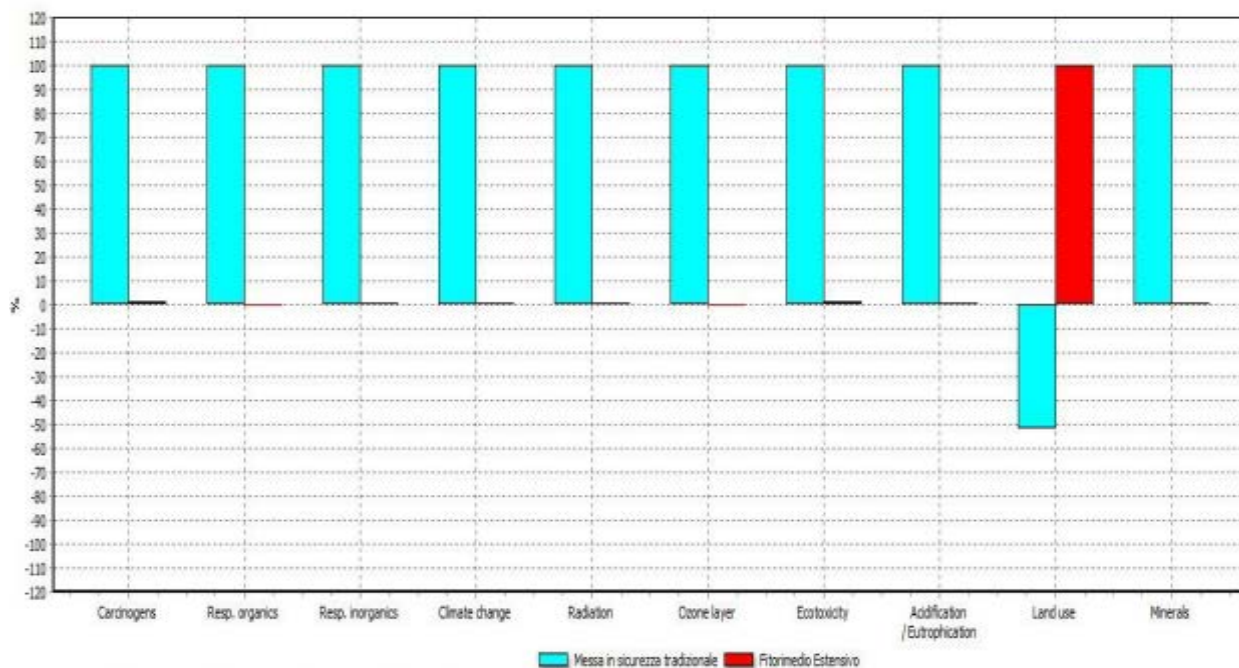


Figura 7: Istogrammi di valutazione delle categorie midpoint per il confronto tra la messa in sicurezza tradizionale e il fitorimedia estensivo

3.2. Analisi di sensibilità

Le possibilità di ridurre l'impatto ambientale del progetto di bonifica proposto sono state esaminate mediante l'analisi di sensibilità che ha visto modificare alcuni elementi delle fasi che comportano gli impatti ambientali negativi più elevati (fasi critiche) al fine di osservare eventuali sostanziali modifiche nel risultato finale.

I risultati riportati in Tabella 3 rilevano che solo introducendo l'azione di decontaminazione dell'associazione piante-batteri si ottiene una riduzione delle pressioni ambientali generate; infatti provando a cambiare il materiale delle vasche da calcestruzzo ad HDPE (Fitor. (vasche mod.)) o passando da una piantagione SRF ad una con un ciclo colturale di circa vent'anni (Fitor. (SRF mod.)), i risultati rimangono quasi invariati; inoltre, il medesimo processo di decontaminazione comporta un tale impatto positivo da rendere l'azione impattante totale perfino positiva e indicata da un valore negativo (cfr. Tabella 2, riga "totale", colonna "Fitor. (bonifica introd.)").

Categoria d'impatto	Unità	Fitorimedio				Messa in discarica		
		Fitorimedio	Fitor. (bonifica introd.)	Fitor. (vasche mod.)	Fitor. (SRF mod.)	Discarica	Discar. (specie arbustive introd.)	Discar. (bonifica introd.)
Totale	Pt	52,33	-27,58	53,38	49,35	4376,69	2046,7	4254,86
Carcinogens	Pt	0,32	0,32	0,4	0,32	20,26	11,34	20,26
Resp. organics	Pt	0,03	-5,29	0,11	0,03	3,05	1,12	3,05
Resp. inorganics	Pt	8,49	8,49	11,78	8,59	533,11	268,85	533,11
Climate change	Pt	13,03	13,03	15,88	12,97	460,71	244,57	460,71
Radiation	Pt	0,01	0,00	0,00	0,01	0,36	0,23	0,36
Ozone layer	Pt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,16	0,28
Ecotoxicity	Pt	0,1	-74,49	0,09	0,1	4,86	0,9	-116,97
Acidification/ Eutrophication	Pt	0,81	0,81	0,95	0,82	48,15	14,66	48,15
Land use	Pt	5,48	5,48	5,21	2,36	2635,66	1292,6	2635,66
Minerals	Pt	24,06	24,06	18,96	24,15	670,25	212,24	670,25

Tabella 2: Tabella dei punteggi risultanti dall'analisi di sensibilità. I valori negativi evidenziati indicano impatti ambientali positivi (Ecoindicator 99)

Riguardo allo scenario di scavo e smaltimento in discarica è possibile osservare che l'introduzione dell'azione di decontaminazione (Discar. (bonifica introd.)) conduce a sostanziali variazioni nei risultati finali insieme con l'introduzione delle specie arbustive nella fase di chiusura della discarica con messa (Discar. (specie arbustive introd.)); l'incidenza dell'azione di decontaminazione è maggiore per lo scenario di discarica rispetto a quello di fitorimedio (rispettivamente da 4,86Pt a -116,97Pt e da 0,01Pt a -74,5Pt) a riprova che trattasi di una bonifica condotta nel breve termine che produce un miglioramento della qualità degli ecosistemi in maniera definitiva e completa almeno a livello locale; considerando anche l'introduzione delle specie arbustive, la differenza d'impatto ambientale complessivo tra i due scenari si è ridotta ma il fitorimedio rimane, nell'arco di tempo considerato, la tecnologia di bonifica più sostenibile.

4. Conclusioni

Questo studio ha rivelato come la metodologia LCA sia un valido strumento per la valutare "l'impronta ambientale" delle tecnologie di bonifica in quanto in grado di analizzare efficacemente i relativi processi e fornire risultati comprensibili al vaglio dei responsabili delle decisioni; tuttavia, è bene ricordare che trattasi di risultati preliminari in quanto l'analisi è stata condotta su dati e informazioni desunte dal progetto preliminare di bonifica. A riguardo sono comunque emerse interessanti considerazioni sulla possibilità di estendere tale studio ad altri siti contaminati e di promuovere l'analisi LCA come strumento di supporto nella gestione degli interventi di bonifica dei siti contaminati.

L'analisi di sensibilità ha dimostrato come il processo di decontaminazione del terreno generato dalle piante possa apportare benefici significativi ma lo stesso intervento di bonifica non è esente da criticità ambientali; infatti considerando che il trattamento intensivo è quello preposto alla bonifica del terreno mediante l'uso delle piante, la fase del suo ciclo di vita maggiormente impattante è data dall'installazione delle vasche di decontaminazione concentrandosi particolarmente sul depauperamento delle risorse minerali e sull'aumento del riscaldamento globale. È raccomandabile pertanto di tenere in considerazione i risultati di tale analisi al momento di effettuare una scelta valutando l'importanza degli effetti a breve e lungo termine.

Infine I risultati dello studio, riportati in grafici e tabelle, dimostrano comunque evidenti vantaggi ambientali della tecnica di fitorimediazione rispetto alla metodica tradizionale di scavo e smaltimento in discarica. I vantaggi sarebbero pertanto quelli di applicare una metodologia dal basso impatto ambientale e capace di offrire un'immediata prospettiva di utilizzazione delle aree trattate mediante la produzione di biomassa.

5. Bibliografia

Arena, U, Mastellone, ML, & Perugini, F 2003, 'The environmental performance of alternative waste management options: a life cycle assessment study', Chemical Engineering Journal, no. 96, pp. 207-222.
ARPA Umbria, IBAF-CNR & DISAFRI-Unitus 2009. Progetto preliminare di bonifica ex convenzione del 20/05/2009.

Bacenetti, J, González-García, S, Mena, A, & Fiala, M 2012, 'Life cycle assessment: an application to poplar for energy cultivated in Italy', Journal of Agricultural Engineering, vol. 43, no. 2, DOI: 10.4081/jae.2012.e11.

Hartmann, H, Böhm, T, & Maier, L 2000, 'Naturbelassene biogene Festbrennstoffe e umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten', Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München. <http://www.lfu.bayern.de/publikationen/index.htm>.

Oriani, A 2012, 'Dendrorimediazione e recupero di energia: analisi del ciclo di vita di un sistema forestale multifunzionale per la bonifica di siti contaminati da metalli pesanti', Master in Gestione e Controllo dell'Ambiente: tecnologie e management per il ciclo dei rifiuti, Scuola Superiore Sant'Anna, a.a 2011-12.

PRé Consultants 2010, 'Introduction to LCA with Simapro 7', viewed 19 Mar 2013, <http://www.pre-sustainability.com>.

SAO S.p.A. 2012, 'Dichiarazione Ambientale'.

Suer, P, & Andersson-Sköld, Y, 2010, 'Biofuel or excavation? - Life Cycle Assessment (LCA) of soil remediation options', Biomass and Bioenergy, vol. 35, no. 2, pp. 969-981.

Handling agricultural residues in LCAs – A case study on woodchips from apple orchards in South Tyrol

Martina Boschiero^a, Markus Kelderer^b, Stefan Zerbe^a

^a Faculty of Science and Technology, Free University of Bozen-Bolzano, piazza Università 5, I-39100 Bolzano, Italy, martina.boschiero@natec.unibz.it

^b Laimburg Research Centre for Agriculture and Forestry, Vadena, Laimburg 6, I-39040 Ora, Italy

Abstract

In this study we perform a full attributional life cycle assessment (LCA) of the electricity production in a combined heat and power combustion plant using woody residues from apple orchards as feedstock. The bioenergy system is solved in different ways according to different manners of handling agricultural residues (i.e. the way they are interpreted, such as by-products or co-products, and the allocation methods used). The study focuses on greenhouse gas (GHG) emissions and cumulative energy demand. The environmental impacts of the bio-electricity production are then compared with the ones generated by the Italian electricity grid mix production. Finally, an uncertainty analysis is carried out. Our results show that handling of agricultural residues is of particular importance in LCA, since it could tip the decision in favour or against the sustainability of a biomass feedstock.

1. Introduction

A common suggestion from the scientific community is to use existing biomass resources, such as residues from agricultural activities (Rosillo-Calle et al., 2008 and Shubert et al., 2010), as an additional, cost-effective bioenergy source. Worldwide, the available agricultural residues (AR) are estimated to lie in the order of 104Mt, giving a considerable energy potential of 47 EJ (Gabrielle and Gagnaire, 2008), and bioenergy systems based on AR are generally found to have lower environmental impacts than bioenergy from dedicated crops (Cherubini et al., 2009; Chum et al., 2011; Falano et al., 2014)

Though residual biomass seems to be a promising resource for energy production, it is necessary to verify if the whole bioenergy chains based on AR lead indeed to the target of greenhouse gas (GHG) emissions reduction and of other sustainable criteria suggested by the European Commission (European Commission, 2013).

Life cycle assessment (LCA) is considered as “one of the best methodologies for the evaluation of the environmental burdens associated with bioenergy production” and it is required by some legislative acts related to bioenergy, including the European Directive 2009/28/CE (European Commission, 2009).

When AR are the object of a LCA, AR interpretation and allocation problems could rise during the analysis (Frischknecht, 2000; Ekvall and Finnveden, 2001; Gnansounou et al., 2008; Cherubini, 2010). Several papers investigated the potential impact of different allocation methods in LCA results of bioenergy systems (Jungmeier, 2002; Gnansounou et al., 2008; Luo et al. 2009; Whitman et al., 2011; Giuntoli et al., 2013; Falano et al., 2014), focusing mostly on downstream processes and emissions. In this work, we go beyond previous studies to consider both the upstream emissions of the bioenergy chain and the interpretation of AR. Two different ways of AR handling were identified among LCA published literature, and both of them are applied in our assessment:

1) *AR as by-products and cut-off.* Some authors (for example Gabrielle and Gagnaire (2008), Brandão et al. (2010), and Valente et al. (2011)), consider the biomass residues as waste or by-products, because they are remains of a main cultivation. In this case there is a cut-off between crop production and bioenergy production: all the impacts derived from the cultivation relapse on the main product (i.e.: corn grains, apple, etc.), whereas AR are

considered fully responsible for the bioenergy production phase. In this case allocation is not needed because of the disaggregation between cultivation and bioenergy production. This approach reflects the methodology proposed by the European Commission for biomass residues (European Commission, 2013) by assessing no upstream emissions to the AR, excepting the emissions of harvesting.

2) *AR as co-product and allocation.* AR are considered as co-products of a main cultivation, as shown in Luo et al. (2009), Sandilands et al. (2009), Whitman et al. (2011) and Giuntoli et al. (2013). When co-products are present, it is necessary to determine to what extent and how the environmental burdens should be allocated to the products and co-products investigated (Cederberg and Stadić, 2003; Breu et al., 2008). For example, in the case of AR, it should be defined if the inputs and outputs related to the crop cultivation should be attributed to some extent to the AR co-product. As they will be used in further processes they possibly can be considered responsible for a part of the impacts derived from the cultivation phase.

As this study is part of an interdisciplinary project dealing with sustainability of biomass production and use in South Tyrol (Autonomous Province of Bozen-Bolzano, N Italy), we use apple woody residues (AWR) as a case study. Indeed, this area holds the national apple production supremacy, with about 19,000 ha dedicated to apple (*Malus domestica*) cultivation (Provincia Autonoma di Bolzano, 2010). The environmental impacts analysed have a special focus on GHG emissions and energy consumption. An uncertainty analysis is carried out both to establish the uncertainty margins of the impact assessed and to verify the significance of differences for each case analysed. Finally, the resulting impacts are compared with those generated by the existing electricity national grid mix, representing the fossil-based reference system.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The object of our case study is an ordinary integrated managed apple orchard in the Autonomous Province of Bozen-Bolzano. It lies in the land-tenure of the Laimburg Research Centre for Agriculture and Forestry (46° 22' 59"N, 11° 17' 18"E), in the intensively cultivated bottom Valley of the Adige river. Pruning residues, trunks and rootstocks have been weighted during the pruning operations in winter 2013 at the Laimburg land-tenure. Results are shown in Table 1. In our study, we assume that all the AWR are harvested, chipped, and transformed in a combustion combined heat and power plant (CHP). We focus only on electricity.

2.2. Life Cycle Assessment

2.2.1 System description, boundaries and functional unit

We divided the production of electricity from AWR into two main sub-processes: biomass production and bio-energy production. The sub-systems are summarized in Figura 1.

The main inputs and outputs considered in the assessment are showed in Table 1. The LCA functional unit chosen is the amount of AWR produced in 1 ha during one apple cultivation cycle (20 year), which amounts to 58.5t_{dw}, according to field measurements carried out in the studied orchard. The boundaries of the system change according to the AWR interpretation, as illustrated in Figura 1 and explained in the following section.

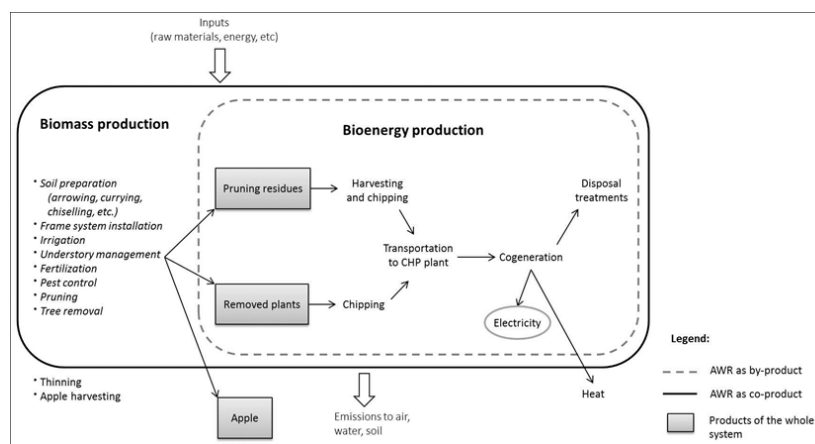


Figure 1: Simplified boundaries of the bio-energy system, according to different ways of interpreting AWR. The sub-processes reported in *italic* are joint-processes of the bio-energy system

Parameter	Unit	per hectare (ha ⁻¹ 20y ⁻¹)	per kg of AWR (kgAWR ⁻¹ y ⁻¹)	References
Inputs				
Diesel consumption	l	17,717.40	0.3	Laimburg expert interview, Magagnotti et al. 2013, Swiss Centre For Life Cycle Inventories 2007
Irrigating water	l	70,000,000	1,198.63	Laimburg expert interview
Water for fertilization and pest control	l	978,000	16.75	Laimburg expert interview
N-fertilizers	kg N	1,650	0.028	Laimburg expert interview
P- fertilizers	kg P	683	0.012	Laimburg expert interview
Fungicides	kg AI	550.4	0.009	Laimburg expert interview
Herbicides	kg AI	71.8	0.001	Laimburg expert interview
Insecticides	kg AI	210.2	0.004	Laimburg expert interview
Outputs				
Apple yield	t _{dw}	223	0.003	Provincia Autonoma di Bolzano 2010
Pruning residues	t _{dw}	21.8	0.0004	field measurement
Wood from removed plants	t _{dw}	36.6	0.001	field measurement
Electricity	MWh _e	47.8	0.0008	estimation

Table 1: Main inputs and outputs of the assessed chain

The LCA is of the attributional type and it is performed according to the ISO standards 14040:2006. The software SimaPro7.3 developed by PRé Consultants (PRé Consultants bv, Amersfoort, The Netherlands) is used to model the systems and to set up the balances.

2.2.2 Handling of AWR

According to the different way of interpretation of AWR, we investigated four different options.

- a) AWR as by-products and cut-off procedure (**B**). Only the bioenergy production process is taken into account. The activities attributed to AR are the biomass harvest, transport, energy conversion and disposal.
- b) AWR as co-product and mass allocation (**M_A**). According to ISO standard (ISO, 2006a; ISO, 2006b), we use the partitioning method, investigating which activities are caused by the main product, by the co-products and which are caused by both of them (called joint-processes), as shown in Figura 2. We exclude from the assessment the processes related exclusively to the apples (i.e.: thinning and apple harvesting). The joint-processes are allocated according to the dry mass of the biomasses which is for the apple yield $11.2 \text{ t}_{\text{dw}}\text{ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ (79.3%) and for the AWR yield $2.92 \text{ t}_{\text{dw}}\text{ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ (20.7%).
- c) AWR as co-product and economic allocation (**E_A**), which means that the allocation is based on delivered prices. AWR chips are appraised at 40€ per green ton (Magagnotti et al., 2013), whereas the average price that the farmer receive for 1kg of apple is 0.36€ (average prize calculated for the main variety of apple for the year 2013 (Raiffaisenverband Südtirol Genossenschaft, 2013)). Thus, the impacts are allocated for 99.3% to apples and for 0.7% to AWR.
- d) In order to have an idea of the total impacts derived from the whole system “orchard + bioenergy-chain”, we consider also a hypothetical case where all the environmental burdens are ascribed to AWR (**O+B**).

2.2.3 Life Cycle Inventory (LCI)

All the data regarding the agricultural practices, inputs and consumptions of the orchard were provided by experts of the Laimburg Research Centre for Agriculture and Forestry (Ora, Italy), filling in a questionnaire for the season 2012-2013. When no specific data were available, average data were provided. In the same period, we carried out specific field surveys, in order to quantify the biomass produced per hectare (Table 1).

When no direct measurement or site-specific information was available, literature sources, LCA databases, and expert advices were consulted. The harvesting of pruning residues is modelled according to the study carried out by (Magagnotti et al., 2013). Emissions to the different environmental compartments (air, surface water, groundwater and soil) derived from the production and the utilization of all the inventoried inputs are included in the inventory. Emissions from direct (dLUC) and indirect land-use changes (iLUC) are not included in this assessment. Nevertheless, we consider the effect of pruning residues removal by including additional N and P synthetic fertilizers to compensate the nutrient removals.

Data regarding emissions, energy and raw materials used in the production and usage phases of agricultural machinery, transports, cogeneration unit and fossil fuels, and in the production phase of fertilizers and pesticides, are obtained from the Ecoinvent database (Swiss Centre For Life Cycle Inventories, 2007). We calculate the emissions to the air, surface water, groundwater and soil resulting from the use of these agro-chemicals. Emissions of ammonia, nitrate, nitrous and nitrogen oxides are calculated for fertilizers following the RSB GHG Calculation Methodology v.2.0 (Faist et al., 2011). For phosphorous emissions, we adopt the methodology proposed by (Nemecek and Kägi, 2007).

Emissions of pesticides are taken from (Weidema, 2000; Margni et al., 2002) and heavy metals emissions are also considered for mineral fertilizers (Nemecek and Kägi, 2007). The whole process of the Italian electricity grid mix production is taken from the Ecoinvent database (Swiss Centre For Life Cycle Inventories, 2007).

2.2.4 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

IPCC 2007 impact assessment method with a 100years time horizon (Althaus et al., 2010) is chosen to analyse the global warming potential (GWP). The cumulative energy demand (CED) is calculated according to the method proposed by Althus at al. (2010) and it is expressed in MJ of primary energy per MJ of electricity produced ($\text{MJMJ}_{\text{el}}^{-1}$). Furthermore, in order to have an idea of the energy performance of this bio-electricity chain, we calculate the Energy Return On Investment (EROI). Further information about the methods and the impact categories can be found in (Goedkoop et al., 2008).

3. Results and discussion

As expected, different choices of allocation could change the results considerably. In fact, GWP range from $23.6 \text{ gCO}_{2\text{eq}}\text{MJ}_{\text{e}}^{-1}$ in case B to $170.2 \text{ gCO}_{2\text{eq}}\text{MJ}_{\text{e}}^{-1}$ when mass allocation is used (M_A). All the three cases perform lower life cycle GHG emissions than the national electricity grid mix, which is about $176 \text{ gCO}_{2\text{eq}}\text{MJ}_{\text{e}}^{-1}$. The sub-process “bio-energy production” displays the same figure ($23.6 \text{ gCO}_{2\text{eq}}\text{MJ}_{\text{e}}^{-1}$) in all the situations analysed, since it is always fully allocated to AWR. The emissions generated by the sub-process “biomass cultivation” are appreciable only when mass-allocation (M_A) is used or when AWR are considered as main product (O+B). In the first case, the biomass cultivation accounts for $146.6 \text{ gCO}_{2\text{eq}}\text{MJ}_{\text{e}}^{-1}$, whereas, in the latter the GWP is $707.1 \text{ gCO}_{2\text{eq}}\text{MJ}_{\text{e}}^{-1}$, corresponding at $89.7 \text{ kgCO}_{2\text{eq}}\text{t}^{-1}$ of apples.

Similarly to GWP, allocation influences significantly the CED, albeit to a lesser extent. The primary energy demand is $6.2\text{MJMJ}_{\text{e}}^{-1}$ in case B, and increased to $15.4\text{MJMJ}_{\text{e}}^{-1}$ in the case O+B. These results reveal that the bio-electricity chain has a higher CED than the Italian electricity grid mix ($2.6\text{MJMJ}_{\text{e}}^{-1}$). However, it should be noticed that the major part is based on the bioenergy derived by AWR, with exception of the case O+B. This means that the non-renewable energy required along the process is reduced by the bio-electricity chain. The estimated non-renewable savings in case B and E_A appear to be significant and correspond to approximately $17.8 \text{ GJha}^{-1}\text{y}^{-1}$.

When AWR are considered as by-products, the GHG emissions and the energy requirements of this AWR bio-electricity chain are comparable with those of bioelectricity production from forest woodchips reported in the literature (Cherubini, 2010; Njakou Djomo et al., 2011; European Commission, 2013). Results on GWP and CED obtained for the “biomass cultivation” sub-process, in the case O+B, are consistent with those quoted by Milà i Canals et al. (2006) and Mouron et al. (2006).

4. Conclusions

The LCA depicted in this study demonstrates that apple woody residues represent a suitable feedstock for electricity production, showing competitive GHG emission savings with forest wood chips, only when the residues are interpreted as by-products or when economic allocation is used. In all the other cases analysed, results are comparable or even worse than the Italian electricity energy mix.

The high variability of the results, due to the different interpretations of AR and to the allocation methods, highlights the urgent need for a standard and official procedure on handling AR in LCA studies, especially when sustainability targets are required and support schemes will be adopted.

Finally, imposing sustainability targets based on point estimate values, could not be the appropriate solution if the risk of policy failure is to be minimized. An alternative policy approach should pretend to include uncertainty analysis in the environmental impact estimation and establish a range of environmental impacts reduction, or fix an acceptable degree of confidence in obtaining the desired reduction of impacts.

5. Bibliography

- Althaus H, Bauer C, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, et al. 2010 "Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods". Ecoinvent report No. 3. Ecoinvent Centre 2010.
- Brandão M, Roland C, Milà I, Canals L, and Basson L. 2010. "A Life-Cycle Approach to Characterising Environmental and Economic Impacts of Multifunctional Land-Use Systems: An Integrated Assessment in the UK." *Sustainability* 2(12):3747–76.
- Breu FX, Guggenbichler S, and Wollmann JC. 2008. "Life Cycle Assessment: Principles and Practice." Vasa. Viewed April 2014, <<http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>>.
- Cederberg C and Stadig M. 2003. "LCA Case Studies System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production." 8(6):350–56.
- Cherubini F, Bird ND, Cowie A, Jungmeier G, Schlamadinger B, Woess-Gallasch S. 2009. "Energy- and Greenhouse Gas-Based LCA of Biofuel and Bioenergy Systems: Key Issues, Ranges and Recommendations." *Resources, Conservation and Recycling* 53(8):434–47.
- Cherubini F. 2010. "GHG Balances of Bioenergy Systems – Overview of Key Steps in the Production Chain and Methodological Concerns." *Renewable Energy* 35(7):1565–73.
- Chum H, Faaij A, Moreira J, Berndes G, Dhamija P, Dong H, et al. 2011. "Bioenergy." Pp. 209–332. In: Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Seyboth K, Matschoss P, Kadner S, et al., editors. *IPCC Special report on Renewable Energy Source and Climate Change Mitigation*, edited by O Edenhofer et al. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Ekvall T and Finnveden G. 2001. "Allocation in ISO 14041—a Critical Review." *Journal of Cleaner Production* 9(3):197–208.
- European Commission. 2009. "Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources." *Official Journal of the European Union* (5.6.2009):16–62.
- European Commission. 2013. *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Sustainability Criteria for Solid and Gaseous Biomass Used in Electricity And/or Heating and Cooling and Biomethane Injected into the Natural Gas Network*. Brussels. Viewed March 2014, <www.endseurope.com/docs/130819a.pdf>.
- Faist M, Reinhard J and Zah R. 2011. "RBS GHG Calculation Methodology v2.0." 01. Viewed March 2014, <<http://rsb.org/pdfs/12-12-20-RSB-STD-01-003-01-RSB-GHG-Calculation-Methodology-v2-1.pdf>>.
- Falano T, Jeswani HK, and Azapagic A. 2014. "Assessing the Environmental Sustainability of Ethanol from Integrated Biorefineries." *Biotechnology journal* 9:1–13.
- Frischknecht R. 2000. "Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5(2):85–95.
- Gabrielle B and Gagnaire N. 2008. "Life-Cycle Assessment of Straw Use in Bio-Ethanol Production: A Case Study Based on Biophysical Modelling." *Biomass and Bioenergy* 32(5):431–41.
- Gallo R, Comiti F, Andreotti C and Zerbe S. n.d. *Final Project Report: Sustainable Chain for the Use of Biomass in South Tyrol*.
- Giuntoli J, Boulamanti AK, Corrado S, Motegh M, Agostini A, Baxter D. 2013. "Environmental Impacts of Future Bioenergy Pathways: The Case of Electricity from Wheat Straw Bales and Pellets." *GCB Bioenergy* 5(5):497–512.

- Gnansounou E, Dauriat A, Panichelli L and Villegas J. 2008. "Energy and Greenhouse Gas Balances of Biofuels : Biases Induced by LCA Modelling Choices." *Journal of Scientific and Industrial Research* 67:885–97.
- Goedkoop M, Oele M, de Schryver A and Vieira M. 2008. "SimaPro Database Manual Methods Library." *PRé Consultants, The Netherlands*.
- ISO. 2006a. "ISO 14040: Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework."
- ISO. 2006b. "ISO 14044: Environmental Management — Life Cycle Assessment — Requirements and Guidelines."
- Jungmeier G. 2002. "Allocation in LCA of Wood-Based products¹." *International journal of life cycle assessment* 7(5):290–94.
- Luo L, Voet E, Huppes G, Udo de Haes H. 2009. "Allocation Issues in LCA Methodology: A Case Study of Corn Stover-Based Fuel Ethanol." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14(6):529–39.
- Magagnotti N, Pari L, Picchi G, Spinelli R. 2013. "Technology Alternatives for Tapping the Pruning Residue Resource." *Bioresource Technology* 128:697–702.
- Margni M, Rossier D, Crettaz P, Jolliet O. 2002. "Life Cycle Impact Assessment of Pesticides on Human Health and Ecosystems." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93(1-3):379–92.
- Milà i Canals L., Burnip GM and Cowell SJ. 2006. "Evaluation of the Environmental Impacts of Apple Production Using Life Cycle Assessment (LCA): Case Study in New Zealand." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114(2-4):226–38.
- Mouron P, Nemecek T, Scholz RW, Weber O. 2006. "Management Influence on Environmental Impacts in an Apple Production System on Swiss Fruit Farms: Combining Life Cycle Assessment with Statistical Risk Assessment." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114(2-4):311–22.
- Nemecek T and Kägi T. 2007. "Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems."
- Provincia Autonoma di Bolzano. 2010. *Relazione Agraria E Forestale 2010*. Viewed MArch 2014, <<http://www.provincia.bz.it/foreste/service/pubblicazioni.asp>>.
- Raiffaisverband Südtirol Genossenschaft. 2013. "Obststatistik Geschäftsjahr 2011/2012. Hauptabteilung Für Waren - Und Dienstleistungs - Genossenschaften."
- Rosillo-Calle F, de Groot P, Hemstock SL, Woods J, eds. 2008. *The Biomass Assessment Handbook. Bioenergy for a Sustainable Environment*. London: Earthscan.
- Sandilands J, Kellenberger D, Nicholas I and Nielsen P. 2009. "Life Cycle Assessment of Wood Pellets and Bioethanol from Wood Residues and Willow Biofuels Biofuels." 53(4):25–33.
- Shubert R, Schellnhuber H., Buchmann N, Epiney A, Grieshammer R, Kulessa M, et al.. 2010. *Future Bioenergy and Sustainable Land Use*. edited by Germany Advisory Council on Global Change. London: Earthscan.
- Swiss Centre For Life Cycle Inventories. 2007. "Ecoinvent Database 2.2." *Ecoinvent Centre* 2.0.
- Valente C, Spinelli R and Hillring BG. 2011. "LCA of Environmental and Socio-Economic Impacts Related to Wood Energy Production in Alpine Conditions: Valle Di Fiemme (Italy)." *Journal of Cleaner Production* 19(17-18):1931–38.
- Weidema BP, Meeusen MJG, editors. 2000. Agricultural Economics Reserach Institute (LEI) Report 2.00.01. *Agricultural data for Life Cycle Assessments. vol. 2*. Agricultural Economics Reserach Institute (LEI), The Hague, The Netherlands, 2000.
- Whitman T, Yanni S and Whalen J. 2011. "Life Cycle Assessment of Corn Stover Production for Cellulosic Ethanol in Quebec." *Canadian Journal of Soil Science* 91(6):997–1012.

Acknowledgements

Authors would like to thank the Autonomous Province of Bozen-Bolzano for financing the project. A special acknowledgment goes to Claudio Casera of the Laimburg Research Centre for the extraordinary support in data retrieval on apple orchard management and to Paolo Neri, engineer of the LCA-Lab (Spin-off of the Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development) for support with the LCA performance.

Implementazione di un modello di LCA per l'analisi ambientale del servizio di pulizia di un presidio ospedaliero: il caso dell'ospedale di Conegliano

Rosangela Spinelli¹, Alessandra Bonoli¹; Francesca Cappellaro^{1,2}

¹DICAM, Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali, Università di Bologna

²ENEA, UTVALAMB-LCA, Centro di Ricerche Bologna

spinero@alice.it

Abstract

L'obiettivo dello studio è la valutazione di impatto ambientale del servizio di pulizia e sanificazione di un presidio ospedaliero. Mediante l'approccio LCA (Life Cycle Assessment) sono stati confrontati gli impatti ambientali generati dal servizio erogato dal "Cantiere a tempo zero" e dal "Cantiere migliorato" mediante l'adozione di un insieme di interventi di miglioramento al fine di verificarne l'efficacia. L'intento è quello di offrire un servizio ambientalmente preferibile e conformarsi con quanto stabilito dal D.M. 24 Maggio 2012. I primi risultati dimostrano che l'impatto generato dal sistema migliorato diminuisce, andando a soddisfare i cosiddetti CAM, ossia i Criteri Ambientali Minimi contenuti nel PAN GPP, Piano d'azione per la sostenibilità ambientale dei consumi della pubblica amministrazione.

1. Introduzione

*"Le amministrazioni pubbliche sono importanti consumatori in Europa, poiché spendono circa 2 trilioni di EURO l'anno (equivalenti al 19% del PIL dell'UE). Usando il loro potere di acquisto per scegliere beni, servizi e opere a ridotto impatto ambientale, possono fornire un importante contributo agli obiettivi di sostenibilità a livello locale, regionale, nazionale e internazionale"⁷. Gli appalti verdi (Green Public Procurement, GPP) possono essere un motore importante per l'innovazione sul mercato, dando all'industria incentivi reali per sviluppare prodotti e servizi verdi, in particolare in settori dove le amministrazioni pubbliche sono tra i maggiori acquirenti sul mercato (COM (2008) 397, COM (2008) 400). Per promuovere questa pratica a livello nazionale, nel 2008 è stato adottato con decreto interministeriale il Piano d'azione per la sostenibilità ambientale dei consumi della pubblica amministrazione noto come PAN GPP (2008). L'obiettivo nazionale del PAN GPP è quello di raggiungere entro il 2014 la quota del 50% di appalti verdi sul totale degli appalti stipulati per questa categoria di affidamenti e forniture. L'applicazione di questo piano richiede in fase di predisposizione degli appalti di poter istituire adeguati criteri di scelta che aiutino a identificare i prodotti (e servizi) ambientalmente preferibili. Questi criteri detti CAM (Criteri Minimi Ambientali) devono da un lato presentare caratteristiche di selettività e dall'altro permettere la partecipazione alle procedure di scelta di un numero sufficientemente elevato di imprese, in modo da garantire lo svolgimento della procedura in condizioni di concorrenza e trasparenza. È essenziale, quindi, che l'elaborazione dei criteri di scelta dei prodotti avvenga su basi scientifiche riconosciute e di oggettiva validità. Conseguenza di ciò è il ricorso al concetto di **Life Cycle Thinking** e cioè al pensare i beni e i servizi in ottica complessiva attraverso la metodologia **Life Cycle Assessment (LCA)**, che consente di valutare la scelta dei beni economici considerandone gli impatti ambientali durante l'intero ciclo di vita, "dalla culla alla tomba" (Cappellaro, 2001; Pennington, 2007). La scientificità della metodologia permette di selezionare i beni a più elevate performance ambientali. Il caso studio presentato è l'esempio di come la metodologia LCA sia in grado di supportare le pratiche di acquisto verde.*

⁷http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/_cerca_doc/ecoscienza/ecoscienza2013_4/pdf4_2013/bortolotti_venturini_es4_2013.pdf

2. Materiali e metodi

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo di questo studio è la valutazione comparata degli impatti ambientali del ciclo di vita (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) di un servizio di pulizia dell'Azienda Socio Sanitaria ULSS n°7, Ospedale di Conegliano. L'analisi è di tipo comparativo e confronta gli impatti del "Cantiere a tempo zero" e del "Cantiere migliorato" mediante l'adozione di un insieme di interventi il cui fine è offrire un servizio ambientalmente preferibile e conformarsi al Decreto Ministeriale del 24 maggio 2012 "Criteri ambientali minimi per l'affidamento del servizio di pulizia e per la fornitura di prodotti per l'igiene" (DM, 2012; Musio, 2013). Il programma di miglioramento prevede:

- l'installazione di una lavatrice a elevate prestazioni e a recupero d'acqua;
- l'introduzione di una nuova tecnica di pulizia, la pre-impregnazione dei panni;
- la modifica del set di fornitura dei prodotti di pulizia in un'ottica di riduzione dei consumi e degli imballaggi;
- la sostituzione di alcuni detergenti per permettere alle tecniche di pre-impregnazione di raggiungere la loro massima efficienza;
- l'uso di mop e frange in microfibra che essendo molto più leggeri rispetto a quelli usati tradizionalmente sopportano molti più cicli di lavaggio permettendo notevoli risparmi in termini di impatto ambientale.

La funzione del sistema è l'erogazione del servizio di pulizia di un presidio ospedaliero. L'erogazione del servizio di pulizia è articolabile in tre differenti tipologie di attività (Capitolato Tecnico):

- *Sanificazione giornaliera.*
- *Sanificazione periodica.*
- *Trattamenti periodici.*

Si adotta come unità funzionale (UF) dello studio il m² "tipo" di superficie pulita nel periodo di un mese. La definizione del m² "tipo" è stata effettuata sulla base di diversi fattori, quali:

- le dimensioni delle aree funzionali di cui è costituito il presidio ospedaliero;
- le tipologie e la frequenza dei diversi trattamenti previsti dal capitolato d'appalto;
- l'indice di efficienza delle pulizie previste da capitolato per ognuna delle diverse aree.

La definizione dell'Unità Funzionale è basata sull'assunzione di diverse ipotesi, tra cui anche uno studio per la definizione delle Product Category Rules di un servizio di pulizia (Fornasari, 2011). In particolare:

- si ipotizza che l'indice di efficienza, stabilito dal capitolato d'appalto per i vari trattamenti valga anche per gli altri tipi di trattamento; in altre parole assumiamo che sia riferito all'area funzionale nel suo complesso;
- vengono considerati dei mesi "tipo" costituiti da 30 giorni.

Di seguito viene illustrato il procedimento di calcolo utilizzato per la definizione numerica dell'unità funzionale del caso studio. Per ogni sotto-processo dell'analisi LCA, in altre parole per ogni area funzionale, viene definita un'area fittizia come:

$$A_f = \sum_n S \cdot N \cdot E$$

Dove: A_f =Area Fittizia; S =Superficie area funzionale; N = Numero di volte in cui il trattamento n viene eseguito in un mese; E = Indice di efficienza normalizzato rispetto al suo valore massimo

In Tabella 1 sono riportati i valori per tutte le aree funzionali del presidio ospedaliero:

<i>Tipo di area funzionale</i>	<i>Superficie S (m²)</i>	<i>Frequenza sanif. giornaliera</i>	<i>Frequenza sanif. periodica</i>	<i>Frequenza trattam. periodici</i>	<i>Indice di efficienza (E)</i>	<i>Area fittizia (A_f)</i>
Area Sanitaria	13.475	30	8/12	1/12	0,8/0,95	348.931,6
Locali ad alto rischio	1.046	30	1/12	3/12	0,9/0,95	30.058,7
Aree Operatorie	2.050	30	6/12	3/12	0,95/0,95	63.037,5
Locali ad elevata intensità di traffico	5.436	30	7/12	2/12	0,7/0,95	123.168,3
Aree extra-sanitarie	4.834	22	7/12	1/12	0,7/0,95	80.736,3
Aree di servizio	705	0,5	1/12	0	0,65/0,95	281,4
Totale						646.213,8

Tabella 1: Aree fittizie per la definizione del m² "tipo"

Considerando il peso delle varie aree individuate (Tabella 2), si giunge alla definizione del m² "tipo" (Figura 1).

Area funzionale	Area fittizia (A_f)	% sul totale
Area Sanitaria	348.931,6	53,9%
Locali ad alto rischio	30.058,7	4,6%
Aree Operatorie	63.037,5	9,7%
Locali ad elevata intensità di traffico	123.168,3	19%
Aree extrasanitarie	80.736,3	12,4%
Aree di servizio	281,4	0,04%

Tabella 2: Influenza delle aree funzionali sul m² "tipo"

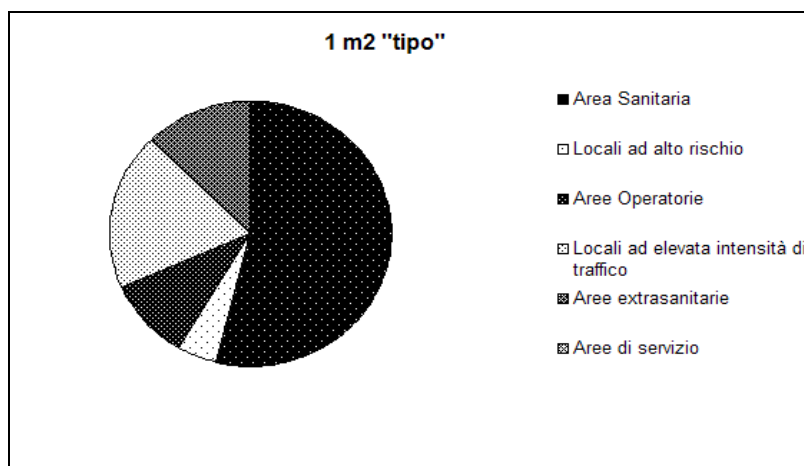


Figura 1: Rappresentazione del m² "tipo"

2.2. Analisi d'inventario

L'analisi è stata condotta utilizzando come strumento operativo il codice di calcolo Si-maPro 7.3.3 sviluppato dalla Prè (Product Ecology Consultants, NL) e facendo la valutazione dell'impatto ambientale con il metodo IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003).

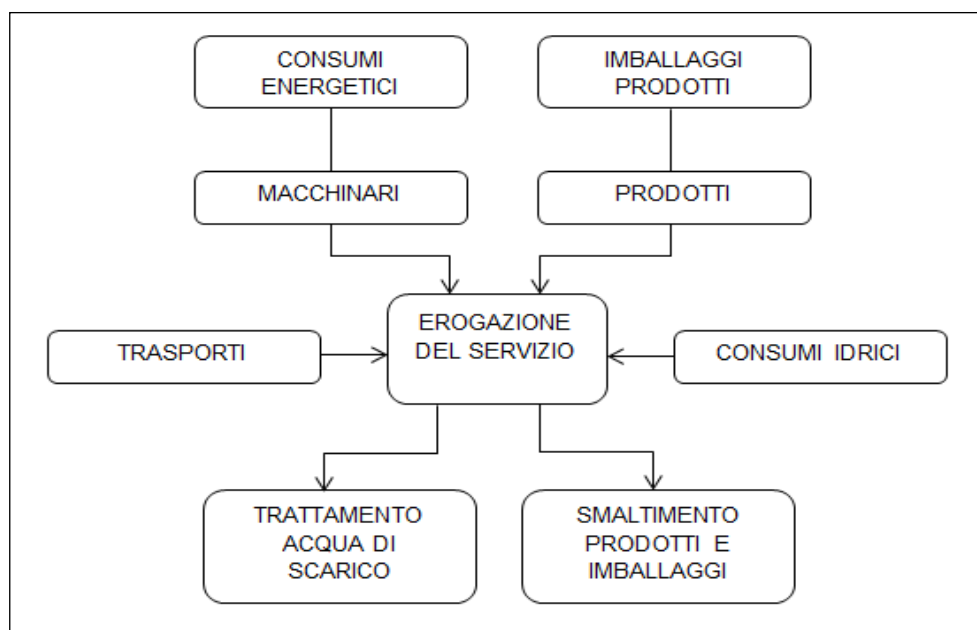


Figura 2: Confini del sistema

La raccolta dati è invece avvenuta, ove possibile, direttamente sul cantiere (Primary Data), in particolare: consumi idrici ed energetici, le quantità di prodotti e le informazioni relative agli imballaggi. I dati riguardanti la produzione dei prodotti e dei macchinari sono stati ricavati dalle schede tecniche.

La rappresentazione dei processi e dei trasporti è invece stata eseguita ricorrendo a un database presente nel software: Ecoinvent v. 2.2. Tutti i dati utilizzati si riferiscono ad un orizzonte temporale di un mese. Sono stati considerati tutti gli elementi di differenziazione tra il cantiere prima e dopo gli interventi di miglioramento. Di tali elementi è stato valutato l'intero ciclo di vita. Riportiamo in Figura 2 i confini del sistema oggetto dello studio.

Relativamente ai macchinari vengono considerate solo le lavatrici, questo è dovuto al fatto che tutti gli altri macchinari (aspirapolveri, battitappeti ecc) rimangano invariati dal primo al secondo cantiere, e sono di conseguenza irrilevanti in un'ottica di analisi comparativa. Essendo l'obiettivo di questo studio lo sviluppo di un'analisi comparativa sono stati realizzati due inventari, uno per il cantiere prima degli interventi di miglioramento, cosiddetto "Cantiere a Tempo 0" e uno dopo, "Cantiere Migliorato". Al fine di ottenere un'analisi più puntuale sul sistema e dunque per facilitare la fase di individuazione delle criticità, l'LCA è stato suddiviso in più sotto-processi, ovvero le diverse aree funzionali dell'ospedale, che a loro volta fanno riferimento ai diversi trattamenti individuati dal capitolato d'appalto.

La Tabella 3 riporta una selezione dei più importanti dati utilizzati nell'analisi d'inventario per i due cantieri (Life Cycle Inventory).

Componenti	Cantiere a tempo zero		Cantiere migliorato	
	Quantità	Unità	Quantità	Unità
Consumo energetico	2.688,4	kWh/mese	2.394,74	kWh/mese
Consumo idrico	111.580	L/mese	47.527,8	L/mese
Prodotti	460,45	kg/mese	429,87	kg/mese
Panni e Mop	42,072	kg/mese	9,45	kg/mese
Imballaggi prodotti, panni, mop(plastica)	101,03	kg/mese	96,78	kg/mese
Imballaggi prodotti, panni, mop(carta)	4,65	kg/mese	0,94	kg/mese
Trasporto su strada	1,4716E5	kgkm	1,6617E5	kgkm
Trattamento acqua di scarico	111.580	L/mese	47.527,8	L/mese

Tabella 3: Dati d'inventario "Cantiere a tempo zero" e "Cantiere migliorato"

L'allocazione dei dati sui diversi sotto-processi è stata effettuata con lo stesso criterio con il quale è stata definita l'Unità Funzionale, dunque considerando non solo la superficie delle diverse aree funzionali ma anche la frequenza con cui vengono pulite e il grado di efficienza richiesto. Per quanto riguarda i prodotti, nello specifico, l'allocazione è avvenuta tenendo conto del fatto che siano o meno utilizzati nelle diverse aree funzionali e per i diversi tipi di trattamento.

2.3. Valutazione di impatto ambientale e osservazioni conclusive

Dall'analisi dei risultati risulta che il sistema "Cantiere migliorato" produce un danno totale (**1,3855E-06 Pt**) che è inferiore del **19%** rispetto a quello prodotto dal sistema "Cantiere a tempo zero (**1,70124E-06 Pt**). L'impatto ambientale globale del sistema "Cantiere migliorato" diminuisce per tutte le categorie d'impatto (Figura 3 e Tabella 4).

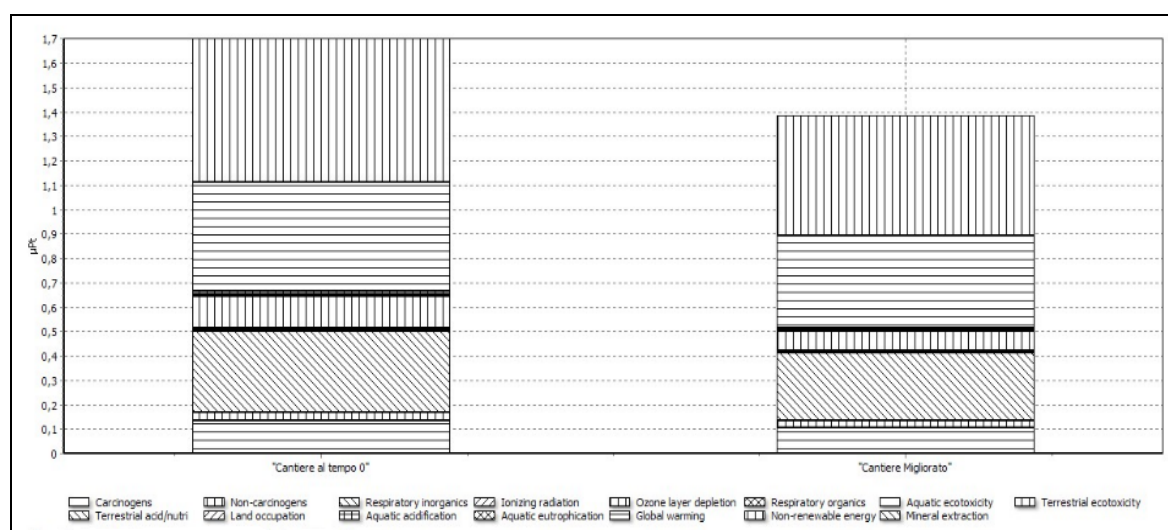


Figura 3: Confronto tra "Cantiere a tempo 0" e "Cantiere Migliorato" con il metodo IMPACT 2002+

Impact category	Unit	Cantiere a tempo zero	Cantiere migliorato	Δ di impatto (%)
Total	Pt	1,70124E-06	1,3855E-06	-19%
Carcinogens	Pt	1,34192E-07	1,07159E-07	-20%
Non-carcinogens	Pt	3,61898E-08	2,89664E-08	-20%
Respiratory inorganics	Pt	3,3173E-07	2,75723E-07	-17%
Ionizing radiation	Pt	3,1233E-09	2,62963E-09	-16%
Ozone layer depletion	Pt	6,66708E-11	6,0902E-11	-9%
Respiratory organics	Pt	6,33547E-10	5,61916E-10	-11%
Aquatic ecotoxicity	Pt	6,89064E-09	4,07733E-09	-41%
Terrestrial ecotoxicity	Pt	1,3283E-07	7,98632E-08	-40%
Terrestrial acid/nutri	Pt	5,32619E-09	4,4423E-09	-17%
Land occupation	Pt	1,62858E-08	1,08615E-08	-33%
Global warming	Pt	-	-	-
Non-renewable energy	Pt	-	-	-
Mineral extraction	Pt	4,45407E-07	3,76872E-07	-15%
Radioactive waste	Pt	5,88125E-07	4,93943E-07	-16%

Tabella 4: Valutazione Single Score per Impact category del confronto tra il sistema "Cantiere a tempo 0" e il sistema "Cantiere Migliorato" con il metodo IMPACT 2002+

Area funzionale	Cantiere a tempo zero	Cantiere migliorato	Δ di impatto (%)
Area Sanitaria	8,941095E-7	7,08281E-7	-21
Locali ad alto rischio	7,640885E-8	7,380327E-8	-3
Aree Operatorie	1,99351E-7	1,676403E-7	-16
Locali ad elevata intensità di traffico	3,16271E-7	2,622162E-7	-17
Aree extrasanitarie	2,140491E-7	1,729684E-7	-19
Aree di servizio	1,052673E-9	5,90413E-10	-44

Tabella 5: Distribuzione della riduzione degli impatti del “Cantiere migliorato” sulle aree funzionali

Si riporta in Tabella 5 la distribuzione di questa riduzione a livello di singola area funzionale.

In particolare la riduzione degli impatti è imputabile ad una considerevole riduzione dei consumi sia idrici (**57%**) sia energetici (**11%**) dovuta all'installazione della lavatrice ad elevate prestazioni energetiche aggiunta alle due già presenti nella lavanderia dell'ospedale (“Cantiere a tempo 0”) e alla conseguente redistribuzione dei cicli di lavaggio su tre macchine.

Riportiamo in Tabella 6 il confronto tra i consumi idrici ed energetici tra “Cantiere a tempo zero” e “Cantiere migliorato” e i rispettivi risparmi in percentuale. La riduzione dei consumi idrici è dovuta anche all'introduzione della tecnica di pre-impregnazione, ossia un sistema per il dosaggio di detergente attraverso centraline automatiche. I consumi idrici vengono abbattuti poiché grazie a questa tecnica l'operatore preleva meno acqua dalla rete idrica per impregnare le frange di lavaggio. Infatti confrontando i due sistemi senza e con impregnazione, 1 kg di detergente diluito al 2% nel primo caso (senza pre-impregnazione) deterge una superficie di 600 m² e nel secondo (con pre-impregnazione) una superficie di 3.600 m². Da qui si deduce che vi è una notevole riduzione (del 90%) di acqua di soluzione esausta che a fine turno gli operatori scaricano nelle fogne e un minor consumo di prodotti chimici.

Consumi totali	Cantiere a tempo zero	Cantiere migliorato	Risparmio (%)
Consumo energetico (kWh/mese)	2.688,4	2.394,744	-11
Consumo idrico (L/mese)	111.580	47.527,8	-57

Tabella 6: Confronto consumi idrici ed energetici tra “Cantiere a tempo 0” e “Cantiere migliorato”

I risultati dell'analisi saranno utilizzati come base per la creazione di un modello di riferimento al fine di:

- offrire un servizio ambientalmente preferibile;
- conformarsi al D.M. 24 maggio 2012 per l'affidamento del servizio di pulizia e per la fornitura di prodotti per l'igiene, applicando i criteri ambientali minimi e monitorando i loro effetti in termine di riduzione degli impatti del servizio come previsto dal Piano di Azione nazionale sul GPP;
- individuare delle procedure di miglioramento ambientale del servizio di pulizia finalizzato alla creazione del primo modello di riferimento in Italia, eventualmente replicabile in altri cantieri.

3. Conclusioni

A conclusione di questo studio si evince che l'utilizzo della metodologia LCA si è dimostrato essere di grande aiuto per il monitoraggio dei benefici ambientali ottenibili tramite l'adozione dei Criteri Minimi Ambientali del GPP applicato a un servizio di pulizia. Il caso dell'Ospedale di Conegliano conferma che per la valutazione delle prestazioni ambientali di un servizio occorre considerare non solo le proprietà chimiche dei prodotti di pulizia utilizzati, ma anche la modalità con cui è erogato il servizio di pulizia. I risultati emersi dallo studio di LCA sono quindi un supporto per la revisione dei piani di pulizia e per migliorare la formazione del personale addetto alle pulizie. L'individuazione di procedure di miglioramento ambientale del servizio di pulizia sarà inoltre di supporto per la creazione del primo modello di riferimento in Italia del "Piano gestionale del servizio di pulizia". Il GPP è uno strumento essenziale per favorire la diffusione sul mercato di prodotti e servizi a ridotto impatto ambientale attraverso la leva della domanda pubblica ed è quindi necessario che sia affiancato da strumenti scientifici come l'LCA che convalidino l'identificazione delle soluzioni per il miglioramento ambientale di prodotti e servizi.

4. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato ulteriormente approfondito nelle tesi di laurea di Giuseppe Cancelliere e Francesca Musio. Gli autori intendono ringraziare i partner del progetto "Piano di riduzione degli impatti ambientali del servizio di pulizia" in particolare Cesare Buffone e Paolo Fabbri di Punto 3, Giovanni Delprato di Dussmann Service, Salvatore Inglese di Sutter Industries S.p.a. e Max Sandri di Eurodex.

5. Bibliografia

Cancelliere Giuseppe Tesi di Laurea in Ingegneria Gestionale, "Implementazione di un modello di LCA per l'analisi ambientale del Servizio di Pulizia di un presidio ospedaliero: il caso dell'ospedale Di Conegliano.", Università di Bologna, Marzo 2014.

Cappellaro Francesca Introduzione all'LCA, Rapporto Tecnico ENEA, 2001

COM (2008) n. 397, Comunicazione del Consiglio dei Ministri dell'Unione Europea su "Consumo e Produzione Sostenibile", 2008.

COM (2008) n. 400. Comunicazione del Consiglio dei Ministri dell'Unione Europea su "Green Public Procurement", 2008.

DM, 24 maggio 2012, Decreto del Ministero dell'Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare, "Criteri ambientali minimi per l'affidamento del servizio di pulizia e per la fornitura di prodotti per l'igiene", 2012.

Fornasari Davide, PCR 2011:03 Professional cleaning services of buildings (Version 1.2), www.environdec.com/PCR/Detail/?Pcr=7875#.U0UF10aKDIU, 2011.

ISO (UNI EN) 14040, "Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework", ISO 14040:2006(E), International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland, 2006.

ISO (UNI EN) 14044, "Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines", ISO 14040:2006(E), International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland, 2006.

Jolliet Olivier, Margni Manuele, Charles Raphaël, Humbert Sébastien, Payet Jérôme, Rebitzer Gerald, Rosenbaum Ralph, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology.", *Int J LCA* 8(6): 324-330, 2003.

Life Cycle Inventories, "Ecoinvent Database, Version 2.0." <http://www.ecoinvent.ch/>. December 2010.

Musio Francesca, Tesi di Laurea in Ingegneria Gestionale, "Valutazione dei criteri ambientali minimi del PAN GPP per i servizi di pulizia e loro applicazione al piano di riduzione degli impatti ambientali del presidio ospedaliero di Conegliano", Università di Bologna, Ottobre 2013.

PAN GPP, Decreto interministeriale dell'11 aprile 2008, "Piano d'azione per la sostenibilità ambientale dei consumi della pubblica amministrazione", GU n. 107 dell'8 maggio 2008.

Pennington David; Wolf Marc-Andree; Bersani Raffaella; Pretato Ugo, "Overcoming Barriers to the Broader Implementation of Life Cycle Thinking in Business and Public Administration." *Int J LCA* 12 (7) 458 – 460, 2007.

Impatti ambientali del processo di termovalorizzazione di rifiuti urbani: un approccio misto LCA e SFA

Filomena Ardolino¹, Fabrizio Di Gregorio² e Umberto Arena^{1,2}

¹Dipartimento di Scienze e Tecnologie Ambientali, Biologiche e Farmaceutiche,
Seconda Università degli Studi di Napoli

²AMRA s.c.a r.l.

umberto.arena@unina2.it

Abstract

Gli impatti ambientali della termovalorizzazione del rifiuto residuale alla raccolta differenziata dei rifiuti urbani sono stati valutati con un'analisi di ciclo di vita di tipo "attributional", fortemente integrata con un'analisi di flusso di materia e di sostanze. Si è fatto riferimento ad una configurazione tipo europea: forno a griglia mobile, deNOx non catalitico con urea, abbattimento a secco con iniezione di idrossido di calcio e carboni attivi e depolverazione con filtri a manica. Usando una composizione media europea del rifiuto residuale e dati da report ufficiali, l'approccio proposto consente di identificare gli aspetti operativi e di progetto, nonché le parti dell'impianto che svolgono un ruolo chiave nelle prestazioni ambientali dell'intero processo.

1. Introduzione

Un ciclo integrato dei rifiuti deve assicurare efficienza e sostenibilità prevedendo un'adeguata combinazione di opzioni. La priorità deve essere data alla filiera del riciclo della frazione secca, ma i rifiuti urbani non includono solo sostanze di pregio da recuperare. Bisogna disporre anche di soluzioni per gestire materiali privi di valore o pericolosi. Da qui il ruolo fondamentale dei trattamenti termici per il rifiuto urbano residuale alla raccolta differenziata e gli scarti combustibili delle filiere del riciclo di carta e plastica, che garantiscono importanti vantaggi: riduzione drastica dell'ammontare di rifiuto e quindi del consumo di preziosi volumi di discarica; distruzione di diversi contaminanti potenzialmente presenti nel rifiuto o loro concentrazione ed immobilizzazione per consentirne il riutilizzo e/o lo smaltimento in sicurezza (Brunner, 2012); recupero di metalli (ferrosi e non) contenuti nelle ceneri di fondo (Grosso *et al.*, 2011); riduzione delle emissioni di gas serra rispetto alla decomposizione anaerobica dei rifiuti organici (Arena *et al.*, 2003); recupero sostenibile dell'energia del rifiuto, con sensibili risparmi di emissioni rispetto ad altre fonti di energia (Rechberger e Schöller, 2006).

Tra i processi di termovalorizzazione dei rifiuti urbani, quello di combustione diretta garantisce un'elevata affidabilità, grazie all'esperienza operativa decennale di impianti operanti in tutto il mondo. Lo studio propone un approccio che combina analisi del ciclo di vita (LCA) e analisi del flusso di sostanze (SFA) per quantificare i carichi e gli impatti del processo di termovalorizzazione. Lo scopo è anche quello di identificare le fasi del processo più onerose dal punto di vista ambientale, sulle quali va concentrata l'attenzione per ulteriori miglioramenti del processo e della specifica tecnologia considerata.

2. Il ruolo della LCA e della MFA/SFA in una valutazione ambientale di un processo o di un servizio

L'analisi del ciclo di vita è uno strumento, oramai molto noto, oggettivo e standardizzato (ISO, 2006) che valuta gli impatti ambientali *from cradle to grave*. La metodologia è utile per confrontare la sostenibilità di diversi prodotti, attività o servizi, evitando il cosiddetto *shifting of burdens*, cioè che la risoluzione di un problema ambientale ne causi la creazione di altri, in differenti fasi del ciclo di vita del sistema in esame, o per diverse generazioni di individui.

L'analisi dei flussi di materia, *Material Flows Analysis* (MFA), è una valutazione sistematica dei flussi e degli accumuli di materia e degli elementi all'interno di un sistema definito nello spazio e nel tempo. Essa prende il nome di *Substance Flows Analysis* (SFA) quando è riferita ad uno specifico elemento chimico. La SFA applicata a processi di trattamento e a scenari di gestione rifiuti è utilizzata per collegare gli ingressi e le uscite degli stadi intermedi di un processo sulla base dei coefficienti di trasferimento, in modo da fornire dati spesso rilevanti per la progettazione, la gestione ottimizzata ed il controllo di tali sistemi ma anche per la valutazione di scenari diversi di gestione dei rifiuti.

3. Goal and Scope definition

L'obiettivo è la quantificazione di carichi e impatti ambientali del processo di termovalorizzazione di rifiuti, allo scopo di identificarne le fasi più onerose dal punto di vista ambientale. Il sistema in esame è un processo di combustione diretta in un forno a griglia mobile, che è la tecnologia più utilizzata nel mondo con oltre l'84% dei rifiuti urbani trattati (Themelis *et al.*, 2013). La taglia di impianto è 250 kt/y, che rappresenta una dimensione media europea (CEWEP, 2007). L'impianto è alimentato con rifiuto urbano residuale alla raccolta differenziata (URW, *unsorted residual waste*) di composizione nota, anche nel dettaglio della frazione inorganica, valutata come media europea (CEWEP, 2007; Arena e Di Gregorio, 2013). Si assume che l'impianto produca energia solo sotto forma di energia elettrica, come accade per la massima parte degli impianti dell'Europa meridionale.

L'unità funzionale coincide con il trattamento di 1 ton di URW. I confini del sistema includono tutte le fasi, dall'ingresso del rifiuto nell'impianto alla gestione delle emissioni atmosferiche e al trattamento dei residui di processo, fino al loro recupero e/o smaltimento in sicurezza. È stata sviluppata una LCA di tipo *attributional* (Finveden *et al.*, 2009), adatta a descrivere i principali flussi interagenti con il sistema in esame e spesso la più adeguata per il confronto tra impatti ambientali di processi differenti (Brander *et al.*, 2009).

Si è utilizzato il software Simapro 8.0.2, facendo riferimento per i carichi indiretti principalmente alla banca dati Ecoinvent 3.0.

4. Life Cycle Inventory

L'uso combinato di LCA e SFA è stato applicato soprattutto alla fase di inventario, impiegando le informazioni relative al processo di combustione riportate in un recente articolo (Arena e Di Gregorio, 2013), dove si è sviluppata un'analisi dei flussi di materia e di sostanza servendosi di dati raccolti da numerosi impianti nel mondo. Si è così definita la ripartizione dei principali elementi dei rifiuti nelle diverse sezioni dell'impianto e nei flussi di *output*.

Il diagramma di flusso quantificato dell'impianto a griglia mobile preso in esame è riportato in Figura 1. Il rifiuto è completamente ossidato in presenza di un eccesso di aria del 70%. Nella camera di combustione è immessa urea per il controllo degli NO_x. L'energia termica sviluppata dalle reazioni di combustione è recuperata in caldaia. A valle di essa, i fumi sono puliti da un *Air Pollution Control system* del tipo a secco, con iniezione di calce idrata per l'abbattimento dei fumi acidi per chemiassorbimento e di carboni attivi in polvere per il controllo dei microinquinanti (diossine, furani e metalli pesanti) tramite meccanismi di adsorbimento. I residui solidi generati sono pari a circa il 25% della massa di rifiuto in ingresso all'impianto. Le ceneri raccolte dal fondo del forno (*bottom ash*) ammontano a circa il 22% e sono costituite per lo più da materiale inorganico. I residui solidi raccolti dalla sezione di pulizia (*APC residues*) sono costituiti da ceneri di caldaia (*boiler ash*), ceneri volanti (*fly ash*) e principalmente carboni attivi esausti e sali alogenati dei sorbenti.

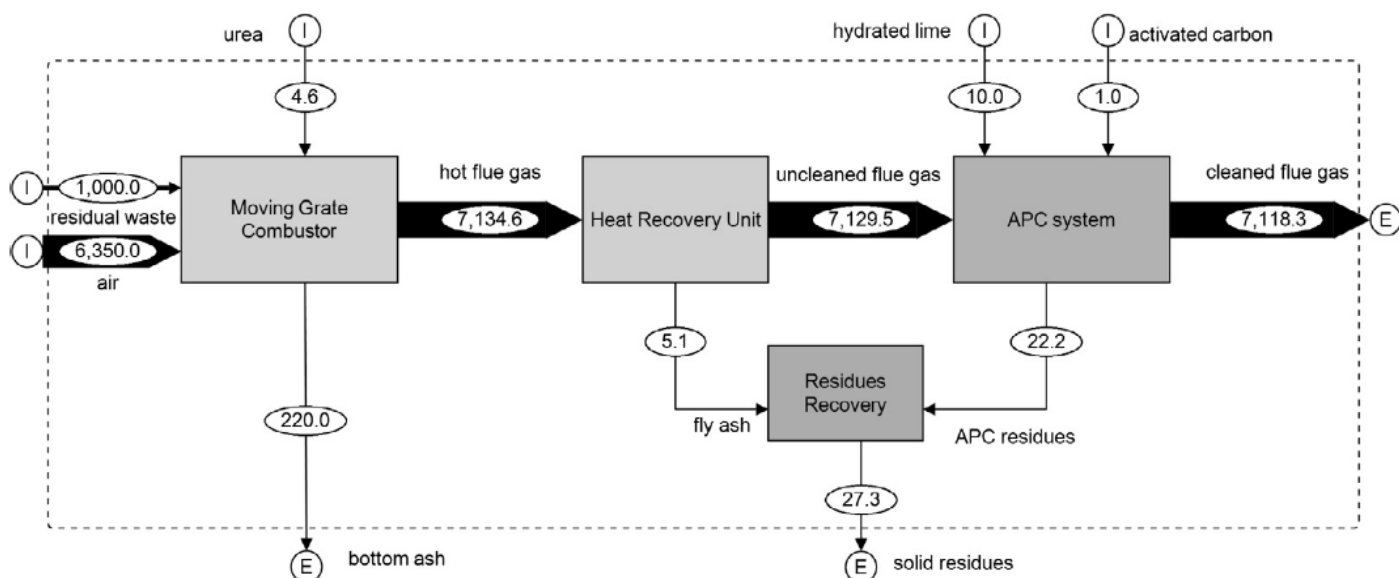


Figura 1: Configurazione impiantistica schematica del processo di combustione diretta. Dati in t/d (da: Arena e Di Gregorio, 2013)

Queste due tipologie di residui solidi hanno una composizione molto differente. Le concentrazioni di alcuni metalli pesanti, quali cadmio e mercurio, sono significativamente inferiori nelle *bottom ash* piuttosto che nei residui APC, poiché questi elementi sono pressoché completamente volatilizzati alle elevate temperature della combustione.

Di converso, altri metalli pesanti a basso punto di ebollizione, come piombo e zinco, sono pressoché equamente distribuiti tra ceneri di fondo e residui APC (Arena e Di Gregorio, 2013; Jung *et al.*, 2004), come mostrato in Figura 2 per il piombo.

L'alto tenore di Pb e Zn implica che le ceneri pesanti non possano essere considerate come immediatamente riciclabili. Di conseguenza, esse devono essere sottoposte ad ulteriori processi di trattamento per ottenere un prodotto (solo in parte) riutilizzabile. I metalli ferrosi e non ferrosi presenti nelle *bottom ash* possono essere separati e recuperati tramite specifici processi fisici prima di essere impiegati nel settore metallurgico, e anche la frazione di inerti in essa contenuta, dopo accurato trattamento, può essere reimpiegata nel settore edile, soprattutto come sottofondo stradale (Sorlini *et al.*, 2011).

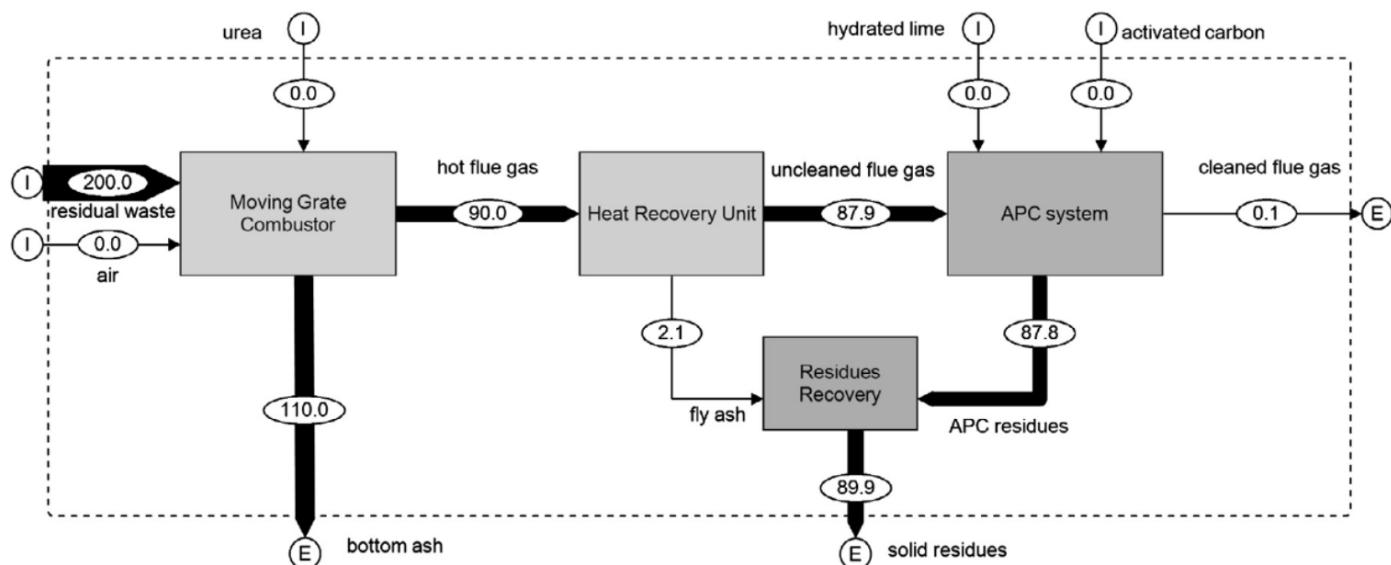


Figura 2: Analisi dei flussi di sostanza per il processo di combustione diretta con riferimento al piombo. I valori riportati sono tutti in kg/d, per una portata di rifiuto di 1000t/g (da: Arena e Di Gregorio, 2013)

In questo studio si è assunto che la totalità delle *bottom ash* siano inviate a trattamento di recupero dei metalli e al riutilizzo del materiale inerte in esse contenuto, attraverso le operazioni descritte da Federambiente (2010). Per la valutazione dei carichi ambientali evitati si è assunto che i metalli ferrosi e non ferrosi sostituiscano quantità determinate di acciaio e di alluminio (senza considerare uno specifico manufatto finale) e che gli inerti sostituiscano la ghiaia naturale per la realizzazione di sottofondi stradali.

Gli *APC residues* benché rappresentino una quantità inferiore rispetto alle *bottom ash*, presentano un più alto grado di contaminazione, determinato dall'elevata efficienza del sistema di pulizia dei gas effluenti che concentra in essi diversi inquinanti. Non esiste una pratica di gestione di tali residui applicata generalmente su scala mondiale, ma quella più diffusa è l'invio degli *APC residues* in porzioni di territorio dall'assetto geologico particolarmente favorevole al loro deposito definitivo, come le miniere dismesse di salgemma in Germania (ISWA, 2008). Si è utilizzata la specifica banca dati sviluppata da *Ecoinvent* per il conferimento dei residui APC nelle miniere di salgemma, prendendo in considerazione le fasi di inertizzazione e imballaggio e stimando: i consumi di materiali utilizzati nelle diverse fasi; il volume occupato dai diversi quantitativi di rifiuto depositati; i consumi energetici per l'illuminazione e la ventilazione dei depositi sotterranei.

In Tabella 1 si riporta un riepilogo delle stime dei carichi diretti ed evitati.

In particolare, per la produzione dei carboni attivi si è fatto riferimento ad un processo di tipo chimico con l'utilizzo di acido ortofosforico (Hjaila *et al.*, 2013). Per le emissioni in atmosfera si sono utilizzati i dati riportati da CEWEP (2007) oltre che quelli ottenuti da specifici bilanci di materia ed energia. L'energia elettrica esportata, che rappresenta un importante carico evitato, è stata stimata da dati ufficiali della Comunità Europea (EC-IPPC, 2006).

Carichi diretti per t _{waste}			
Consumi			
Occupazione suolo (m ²)	0,21	Carboni Attivi (kg)	1,0
Urea (kg)	4,6	Altri combustibili, come CH ₄ (kg)	4,03
Calce idrata (kg)	10		
Residui solidi			
Ceneri di fondo (kg)	220	Residui APC (kg)	27,3
Emissioni atmosferiche			
Anidride carbonica, biogenica (kg)	617	Ammoniaca (g)	30,4
Anidride carbonica, fossile (kg)	347	Acido fluoridrico (g)	1,66
Ossigeno (kg)	642	Acido cloridrico (g)	24,8
Azoto (kg)	5130	Piombo (g)	0,127
Anidride solforosa (kg)	0,055	Zinco (g)	0,18
Ossidi di azoto, come NO ₂ (g)	552	Alluminio (g)	0,26
Monossido di carbonio (g)	96,6	Rame (g)	0,023
COV (g)	5,52	Polveri (g)	5,52
Mercurio (g)	0,221	Diossine e Furani (ng)	22
Cadmio (g)	0,0094		
Carichi evitati per t _{waste}			
Energia elettrica netta (kWh)	550		

Tabella 1: Riepilogo dei carichi diretti ed evitati

5. Life Cycle Impact Assessment

La Figura 3 mostra i risultati normalizzati delle 15 *midpoint categories* prese in considerazione dalla metodologia Impact 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003). Il processo di normalizzazione appare di grande utilità, perché mostra con chiarezza le categorie di impatto più rilevanti: inorganici respirabili, riscaldamento globale ed energia non-rinnovabile. Le emissioni nel processo influenzano principalmente le categorie di impatto degli inorganici respirabili e del riscaldamento globale. Per esse è importante anche il contributo evitato dell'elettricità esportata, che bilancia quasi totalmente le emissioni del processo e contribuisce positivamente anche alla categoria dell'energia non-rinnovabile.

In Figura 4 sono invece mostrati i contributi delle diverse fasi del processo di combustione alle 4 categorie di danno (o *endpoint categories*). La categoria della qualità dell'ecosistema risulta solo marginalmente interessata. I contributi principali alle categorie di danno *Salute umana* e *Cambiamento climatico* sono per lo più dovuti alle emissioni del processo, all'energia esportata e, più marginalmente, al trattamento e recupero delle ceneri di fondo. Questi ultimi due carichi evitati bilanciano quasi completamente il contributo delle emissioni del processo.

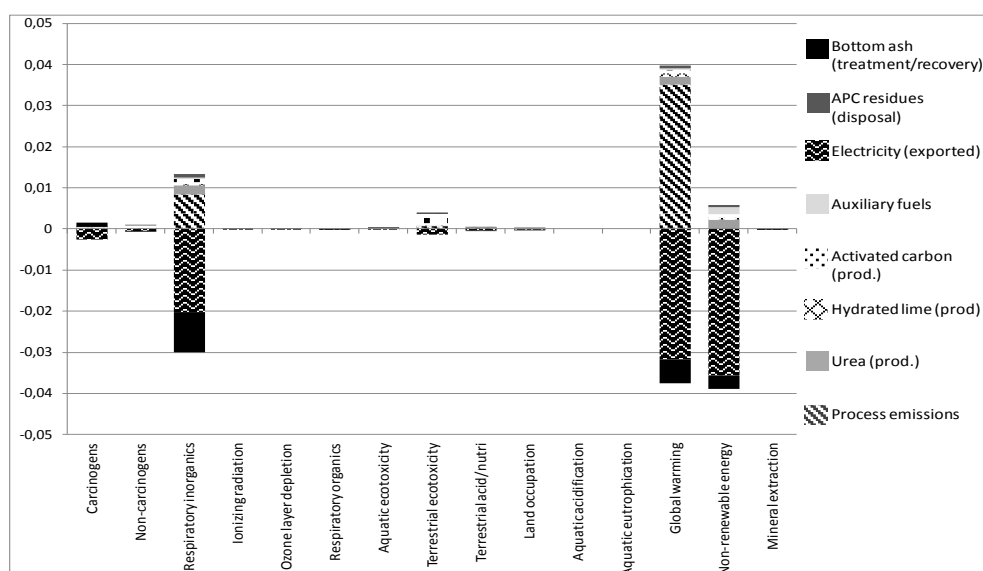


Figura 3: Normalizzazione dei contributi delle varie fasi del processo di combustione alle varie categorie di impatto

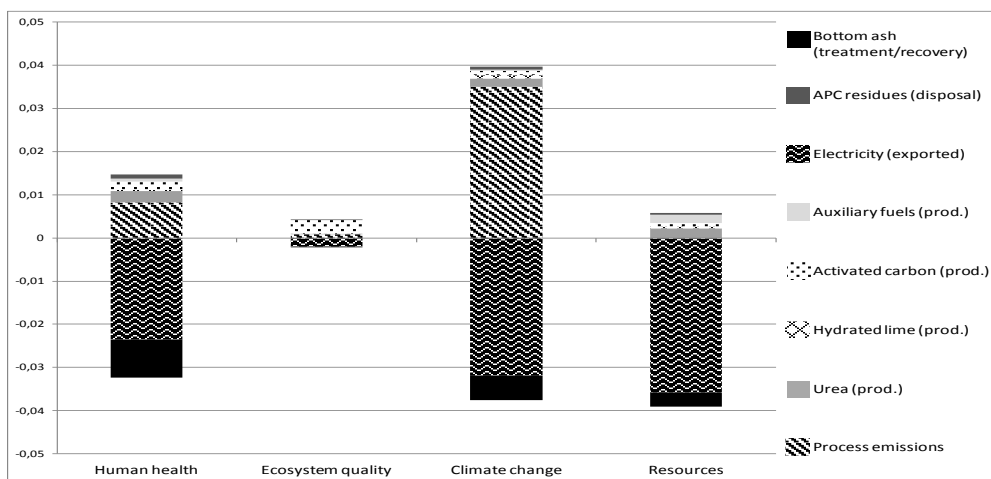


Figura 4: Normalizzazione dei contributi delle varie fasi del processo di combustione alle categorie di danno

6. Interpretation

Nel caso base si è fatto riferimento al mix energetico italiano. È però noto che l'approvvigionamento di energia elettrica è diverso da Paese a Paese: si è sviluppata quindi l'analisi (Tabella 2) anche per il mix energetico svedese (con ampio uso di biomasse) e per quello francese (con ampio uso del nucleare).

	Respirabili inorganici (kg PM 2.5 eq)	Riscaldamento globale (kg CO ₂ eq)	Energia non rinnovabile (MJ primary)
Caso base	-0,17	+22	-5030
Mix energetico svedese	0,004	+305	-2865
<i>Fattore di variazione, -</i>	<i>-0,024</i>	<i>14</i>	<i>0,57</i>
Mix energetico francese	-0,02	+280	-6037
<i>Fattore di variazione, -</i>	<i>0,12</i>	<i>13</i>	<i>1,2</i>

Tabella 2: Analisi di sensitività per il mix energetico

La sensitività a questo parametro è rilevante per la categoria di impatto "riscaldamento globale", dato il forte contributo dell'elettricità esportata per il processo di combustione: quando il mix energetico non utilizza molti combustibili fossili (come invece avviene nel caso italiano) ma molto nucleare o biomasse, l'entità dei carichi evitati in termini di gas serra si riduce considerevolmente, di un fattore pari a circa 13.

I risultati della LCA hanno mostrato il ruolo rilevante del trattamento delle bottom ash (BA). Nel caso base si è assunto che il 100% di tali ceneri fosse inviato a trattamento per il recupero di inerti e metalli. Nella realtà, in Italia mediamente solo il 25% del totale delle ceneri di fondo prodotte viene inviato a recupero. Si sono quindi rielaborati i risultati al ridursi dell'ammontare di ceneri trattate, prima al 50% e poi al 25% del totale.

I risultati (Tabella 3:) indicano un forte peggioramento delle prestazioni, soprattutto in termini di gas serra, che rimarca l'importanza di questo trattamento per le prestazioni ambientali di un impianto di termovalorizzazione per combustione diretta.

	Respirabili inorganici (kg PM 2.5 eq)	Riscaldamento globale (kg CO ₂ eq)	Energia non rinnovabile (MJ primary)
Caso base	-0,17	+22	-5030
50% di BA a trattamento	-0,12	+51	-4765
<i>Fattore di variazione, -</i>	<i>0,71</i>	<i>2,3</i>	<i>0,95</i>
25% di BA a trattamento	-0,09	+65	-4635
<i>Fattore di variazione, -</i>	<i>0,53</i>	<i>2,9</i>	<i>0,92</i>

Tabella 3: Analisi di sensitività per la quantità di ceneri di fondo inviate a trattamento

7. Conclusioni

I risultati ottenuti indicano che il processo di termovalorizzazione per combustione ha prestazioni ambientali pienamente sostenibili dal punto di vista ambientale. E ciò sulla base di dati ufficiali e certificati, tra l'altro medi su diversi impianti e non riferiti alle unità più recenti, capaci di prestazioni migliori, e sulla base di strumenti di analisi oggettivi quali la LCA e la SFA. Ciò dovrebbe aiutare a sviluppare valutazioni oggettive sui trattamenti di termovalorizzazione, evitando reazioni emotive, basate più su percezioni vaghe che su dati oggettivi e informazioni scientifiche.

Si è anche evidenziato il ruolo chiave della quantità di energia elettrica netta esportata (quindi, maggiore efficienza energetica significa migliori prestazioni ambientali) e l'importanza di trattare le ceneri di fondo, per i vantaggi dei corrispondenti carichi ambientali evitati.

8. Bibliografia

Arena, U, Mastellone ML, Perugini F 2003, 'The Environmental Performance of Alternative Solid Waste Management Options', Chemical Eng. Journal, no. 96, pp. 207-222

Arena, U e Di Gregorio, F 2013, 'Element Partitioning in Combustion- and Gasification-based Waste-to-Energy Units', Waste Management, no. 33, pp. 1142-1150

Brander, M, Tipper, R, Hutchison, C, Davis, G 2009, 'Consequential and Attributional Approaches to LCA: a Guide to Policy Makers with Specific Reference to Greenhouse Gas LCA of Biofuels'.Tech. Paper TP-090403-A Ecometrica Press. (disponibile su www.ecometrica.co.uk)

Brunner, PH 2012, 'Incineration, an essential component of a sustainable waste management', ARC-Ambiente Rischio Comunicazione, no. 2, pp.25-66 (disponibile su www.amracenter.com)

CEWEP 2007, 'Modelling of thermal waste treatment plants to calculate eco-profiles for the European Reference Life Cycle Data System'

EC-IPPC. European Commission – Integrated Pollution Prevention and Control 2006. Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration

Federambiente 2010, 'Separazione e recupero dei metalli e valorizzazione delle scorie di combustione dei rifiuti urbani'

Finnveden, G, Hauschild, MZ, Ekvall, T, Guine, J, Heijungs, R, Hellweg, S, Koehler, A, Pennington, D, Suh, S 2009, 'Recent developments in Life Cycle Assessment', J. of Env. Man, no. 91, pp. 1-21

Grosso, M, Biganzoli, L, Rigamonti, L 2011, 'A quantitative estimate of potential aluminium recovery from incineration bottom ashes', Resour. Conserv. Recycling, no. 55, pp. 1178-1184

Hjaila, K, Baccar, R, Sarrà, M, Gasol, CM, Blázquez, P 2013, 'Environmental impact associated with activated carbon preparation from olive-waste cake via life cycle assessment', J. of Env. Man, no. 130, pp. 242 – 247

International Organization for standardization ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines

ISWA, 2008. Management of APC residues from W-t-E Plants, ISWA-WG Thermal Treatment Subgroup APC Residues from W-t-E plants

Jolliet, O, Margni, M, Charles, R, Humbert, S, Payet, J, Rebitzer, G, Rosenbaum, R 2003, 'IMPACT 2002+: A New LCIA Methodology', Int. J. LCA no. 8/6, pp.324–330.

Jung, CH, Matsuto, T, Tanaka, N 2004, 'Metal distribution in incineration residues of municipal solid waste (MSW) in Japan', Waste Manage, no. 24, pp. 381–391.

Rechberger, H e Schöller, G 2006, 'Comparison of Relevant Air Emissions from Selected Combustion Technologies' Project CAST. CEWEP - Congress, Waste-to-Energy in European Policy, 18 May 2006

Sorlini, S, Abbà, A, Collivignarelli, C 2011, 'Recovery of MSWI and soil wash residues as concrete aggregates', Waste Manage, no. 31, pp. 289–297

Themelis, NJ, Diaz-Barriga, ME, Estevez, P, Velasco, M 2013, 'Guidebook for the application of waste to energy technologies in Latin America and the Caribbean', InterAmerican Development Bank, New York, USA

ENERGIA E NUOVE TECNOLOGIE



Analisi LCA comparativa di produzione da biogas di energia elettrica e biometano

Autori: Roberto Cammardella¹, Valentina Fantin², Serena Righi¹, Paolo Masoni²

¹Università degli Studi di Bologna, CIRSA (Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali),
Via dell'Agricoltura 5, 48123 Ravenna

²ENEA (Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile),
Laboratorio LCA ed Ecodesign, Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna

E-mail coordinatore: valentina.fantin@enea.it

Abstract

Lo studio di LCA presentato in questo articolo ha come obiettivo la valutazione delle performance ambientali, dalla culla alla tomba, di un impianto di digestione anaerobica situato in Emilia-Romagna alimentato con colture dedicate e scarti agricoli e che produce, tramite cogenerazione, energia elettrica e termica. Lo studio presenta anche una prima valutazione delle performance ambientali di alcune tecnologie alternative per la purificazione del biogas in biometano. La fase di valutazione degli impatti mostra come le fasi di coltivazione e gestione del digestato contribuiscono positivamente all'impatto totale mentre la fase di esercizio dell'impianto comporta impatti evitati grazie al mancato consumo di energia prelevata dalla rete elettrica nazionale. Entrambi gli scenari che prevedono la purificazione del biogas a biometano mostrano performance ambientali peggiori rispetto alla cogenerazione da biogas.

1. Introduzione

In seguito alla ratifica del Protocollo di Kyoto, la Comunità Europea con la Direttiva 2009/28/CE (CE, 2009) si è impegnata ad aumentare del 20% la quota di energia da fonti rinnovabili nel proprio mix energetico, fissando obiettivi nazionali obbligatori per il 2020. A tal fine, ogni Stato ha emanato un Piano di Azione Nazionale (PAN) per il raggiungimento di tale obiettivo. In particolare, l'Italia è tenuta a produrre almeno il 17% dell'energia lorda consumata da fonti rinnovabili. Per rispettare gli obblighi imposti dalla Comunità Europea, negli ultimi anni è stata incentivata la diffusione di nuove fonti di produzione di energia rinnovabile, quali ad esempio gli impianti per la valorizzazione e trasformazione del biogas in energia elettrica.

Osservando le statistiche nazionali pubblicate dal Gestore Servizi Energetici (GSE), si ricava che nel 2010 l'energia elettrica prodotta da biomasse aveva raggiunto l'obiettivo prefissato dal PAN, che ammontava a 9,65 TWh. Nel 2011, a fronte di una produzione di 10,83 TWh, è stato riconfermato il superamento degli obblighi (www.gse.it). All'interno di questo panorama l'incremento esponenziale del numero di impianti di digestione anaerobica avvenuto negli ultimi anni in Italia è dovuto anche alle misure di incentivazione economica. Infatti, a fine 2009 erano presenti a livello nazionale 208 impianti, mentre a fine 2012 era possibile conteggiarne 994 con una potenza elettrica installata di 756 MW e un'alta densità soprattutto nell'Italia Settentrionale (in particolare Lombardia, Veneto ed Emilia-Romagna). Quest'ultima, in quell'anno, contava 143 impianti e 110 MW di potenza installata (Fabbri et al., 2013).

Oltre alla produzione di energia elettrica, gli impianti di digestione anaerobica possono essere utilizzati per la produzione di biometano. Mentre in molte nazioni europee (Germania, Austria, Svizzera, Regno Unito) l'adozione di questa nuova tecnologia è in via di espansione, in Italia ancora non è impiegata a causa di carenze legislative. Tuttavia, il Ministero dello Sviluppo Economico, di concerto con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, con il decreto ministeriale 5 Dicembre 2013, ha emanato le prime linee guida per l'immissione del biometano nella rete di distribuzione nazionale (Ministero Sviluppo Economico, 2013).

Si prevede quindi che nei prossimi anni gli impianti per la produzione di biometano subiranno un importante sviluppo a livello nazionale.

L'aumento esponenziale degli impianti di digestione anaerobica ha sollevato numerosi interrogativi nell'ambito della comunità scientifica sulla loro sostenibilità sociale ed ambientale. Infatti, se da un lato contribuiscono alla diminuzione delle emissioni di gas serra e alla riduzione del consumo delle risorse fossili, essi possono tuttavia comportare diverse problematiche dal punto di vista della sostenibilità (ad esempio la competizione con le colture alimentari, il cambio di uso del suolo e le emissioni derivanti dalla gestione del digestato). Il passaggio dalle colture alimentari a quelle energetiche, favorito dagli incentivi economici, potrebbe causare un aumento dei prezzi dei generi alimentari (FAO, 2011), mentre il sovrassfruttamento dei suoli, causato da monoculture energetiche intensive in monosuccessione, potrebbe ridurre la fertilità (Londo, 2002). Per tali ragioni, si rende particolarmente necessaria l'applicazione di strumenti scientifici robusti capaci di valutare la performance ambientale degli impianti di digestione anaerobica. In particolare, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006a, b) offre l'opportunità di effettuare un'analisi multicriteria sull'intero ciclo di vita dell'impianto. Diversi studi di LCA sono disponibili in letteratura riguardo tali tematiche (Bacenetti et al., 2014; Battini et al., 2014; Boulamanti et al., 2013; Chevalier and Meunier, 2005), ma non facilmente comparabili o estrapolabili al caso in esame.

2. Descrizione dell'impianto

L'impianto oggetto dello studio LCA qui presentato è localizzato in Emilia-Romagna. Esso utilizza il tradizionale processo di digestione anaerobica di colture dedicate e scarti di lavorazione di biomasse, opportunamente miscelate con liquami di origine zootecnica. L'obiettivo principale è la produzione di energia elettrica e termica successiva alla combustione di biogas.

L'impianto a doppio stadio è stato attivato nel 2010 ed ha una potenza installata di 998 kW_{el} e 880 kW_{th}, di cui solo 132 kW_{th} mediamente sono utilizzati per il riscaldamento delle vasche di digestione. L'impianto è composto da due fermentatori, un post-fermentatore e due serbatoi per lo stoccaggio dei residui. Il digestato prodotto, dopo essere stato separato in frazione liquida e solida, è stoccato in una vasca aperta e in un cumulo a terra e infine è sparso sui terreni agricoli.

L'impianto è alimentato da biomasse derivanti da colture dedicate (mais, sorgo, triticale e barbabietola), più scarti della lavorazione delle uve (graspi e vinacce) e della barbabietola da zucchero (polpa suppressata), in base alla stagione; a ciò sono aggiunti liquami di origine zootecnica, per lo più bovini.

Nel 2012 la produzione di biogas è stata di 3.898.000 m³ con una concentrazione di metano pari al 51,8%. La combustione del biogas ha permesso una produzione lorda di 8,62 GWh_{el} e di 7,60 GWh_{th}. Una percentuale pari al 9,3% dell'energia elettrica prodotta è utilizzata per i fabbisogni dell'impianto.

3. Obiettivi dello studio e campo di applicazione

L'obiettivo dello studio è la determinazione dei carichi ambientali e degli hotspot del ciclo di vita dell'impianto di digestione anaerobica descritto precedentemente. Lo studio effettua anche una prima valutazione delle performance ambientali di alcune tecnologie per la purificazione del biogas in biometano ipotizzando la conversione dell'attuale impianto di digestione anaerobica.

La funzione del sistema in esame è l'utilizzo a fini energetici di biomassa dedicata e di scarto. L'unità funzionale adottata è il trattamento di 21.758,7 t di biomasse nella qualità e quantità in ingresso all'impianto nel 2012. Lo studio è destinato ai gestori e tecnici dell'impianto.

I confini del sistema includono l'intera filiera di produzione, a partire dai flussi di materie prime e di energia utilizzati per le coltivazioni dedicate, i trasporti delle biomasse dedicate e degli scarti agricoli, il processo di digestione anaerobica e di cogenerazione, fino allo stoccaggio e allo spandimento sui suoli agricoli del digestato. Al fine di considerare i benefici derivanti dalla produzione di energia, si è effettuato un allargamento dei confini del sistema, così come dettagliato nei paragrafi successivi. Non sono inclusi nello studio le fasi e i processi di costruzione dell'impianto, delle infrastrutture e dei macchinari, e le emissioni in campo dovute all'uso dei fitofarmaci.

Per la fase di impact assessment, si è utilizzato il metodo CML 2001 focalizzandosi sulle seguenti categorie di impatto: Global Warming (GWP), Acidification (AP), Eutrophication (EP), Abiotic Depletion (ADP), Ozone Layer Depletion (ODP), Photochemical Ozone Creation (POCP).

3.1. Definizione degli scenari

Per il soddisfacimento degli obiettivi dello studio sono stati definiti tre scenari di funzionamento dell'impianto, descritti di seguito.

1. "Scenario biogas" con produzione di energia elettrica e termica: inclusione nei confini del sistema della mancata produzione di energia elettrica da mix elettrico nazionale (Figura 1);
2. "Scenario biometano 1" con produzione di biometano attraverso la tecnologia a membrane: inclusione nei confini del sistema della mancata estrazione di gas naturale fossile (Figura 2);
3. "Scenario biometano 2" con produzione di biometano attraverso la tecnologia "amine scrubbing": inclusione nei confini del sistema della mancata estrazione di gas naturale fossile (Figura 2).
- 4.

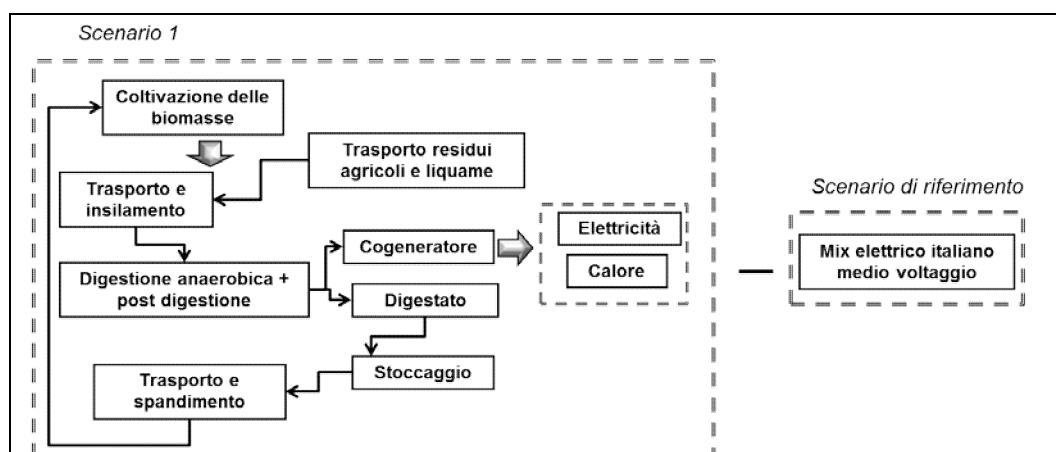


Figura 1: Confini del sistema dello scenario 1

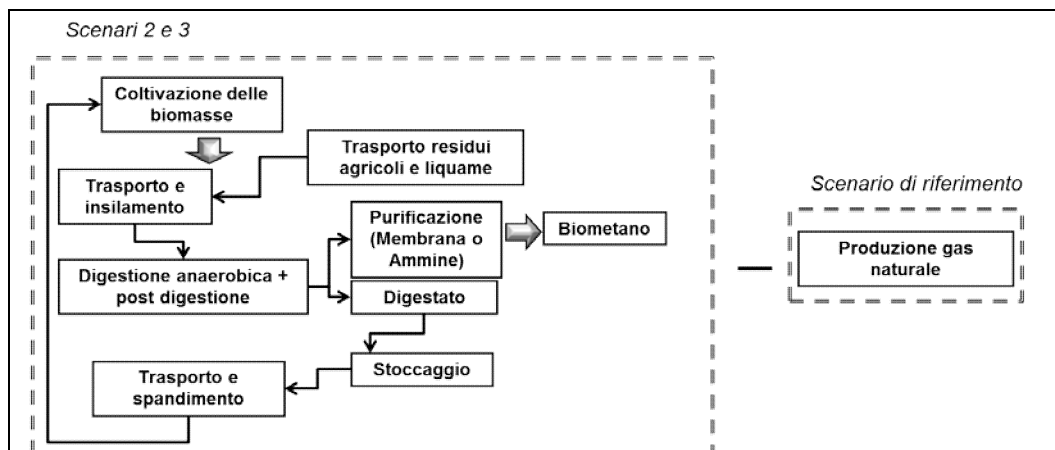


Figura 2. Confini del sistema degli scenari 2 e 3

4. Analisi di inventario

Per quanto riguarda lo “scenario biogas”, i dati utilizzati nello studio sono per la maggior parte primari, riferiti all’anno 2012 e sono stati raccolti direttamente presso l’impianto e le aziende agricole. I dati relativi alla coltivazione della barbabietola e alla produzione della polpa suppressata provengono dal database Ecoinvent v.2.0. Le emissioni azotate e di metano dovute all’uso di fertilizzanti chimici e allo stoccaggio e spandimento di digestato sono state calcolate utilizzando i modelli presenti nelle linee guida IPCC (2006) (IPCC 2006). Per i dati di background si è utilizzato il database di PE International (PE, 2013). Le biomasse, dedicate e di scarto, subiscono un trasporto medio di circa 10 km, ad eccezione della polpa suppressata e dei liquami che sono trasportati rispettivamente per una distanza di 54 e 6 km.

Per quanto riguarda lo “Scenario biometano 1” sono stati utilizzati dati primari provenienti da un impianto pilota; i dati relativi allo “Scenario biometano 2” provengono da letteratura (Bauer et al. 2013). I consumi elettrici per la tecnologia a membrane sono di 0,66 kWh/m³ di biogas purificato, con una perdita stimata di metano pari a circa il 4%. I consumi energetici per la tecnologia amine scrubbing sono distinguibili in richiesta elettrica e termica. In particolare, il consumo elettrico è pari a 0,14 kWh/m³ di biogas purificato più un ulteriore consumo di 0,22 kWh/m³ di biometano pressurizzato a 220 bar; la richiesta termica, invece, è pari a 0,55 kWh/m³ di biogas purificato. Per lo “Scenario biometano 2”, le perdite di metano sono circa l’1% del volume di metano contenuto nel biogas purificato.

5. Risultati e discussione

Di seguito sono descritti e analizzati i risultati dello studio. Come esposto nel paragrafo 3, lo studio ha preso in considerazione sei categorie di impatto. In questa discussione si è scelto, per motivi di spazio, di focalizzare l’attenzione sulle categorie che dalla fase di normalizzazione sono risultate maggiormente significative: GWP, AP ed EP.

Le immagini a sinistra nella Figura 3 (figure 3.a-3.c) mostrano gli impatti dello “Scenario biogas” suddivisi in tre fasi principali: 1) coltivazione, 2) esercizio dell’impianto di digestione anaerobica e produzione di energia elettrica e termica e 3) gestione del digestato liquido e solido in uscita dal digestore. A sua volta la fase di coltivazione è stata scomposta in sotto-fasi che considerano la produzione e il trasporto delle colture dedicate, il trasporto degli scarti agricoli e l’assorbimento della CO₂ biogenica da parte delle piante. La legenda della Figura riporta per ogni feedstock il contributo percentuale al quantitativo totale.

Come è possibile osservare dalle Figure 3.a-3.c, per tutte e tre le categorie di impatto, le fasi di coltivazione e gestione del digestato contribuiscono all'impatto totale mentre la fase di esercizio dell'impianto comporta nel complesso un rilevante negativo impatto evitato dovuto alla produzione netta di energia elettrica (7,82 GWh) e quindi alla mancata produzione di un'equivalente quantità di energia della rete elettrica nazionale. Nella fase di coltivazione si osserva un forte divario fra gli impatti indotti dalle filiere delle colture dedicate (>90% per tutte le categorie di impatto) e quelli derivanti dalle biomasse di scarto. Il contributo principale agli impatti della fase di coltivazione è dato dal mais. Infatti, nonostante il mais rappresenti il 46% circa del feedstock, esso contribuisce, durante la fase di coltivazione, per l'80% all'emissione di GHG e per circa l'85% all'emissione di sostanze acidificanti e al rilascio di composti eutrofizzanti. Questo effetto è dovuto essenzialmente agli elevati consumi di gasolio, fertilizzanti e pesticidi per tonnellata di mais raccolto.

Per quanto riguarda, invece, la fase di gestione del digestato dallo studio si ricava che gli impatti sono per lo più imputabili allo stoccaggio che avviene in impianto (circa 50%) e allo spandimento in campo (circa 45%); non significativo invece è il contributo del suo trasporto dall'impianto ai terreni agricoli in cui avverrà lo spandimento.

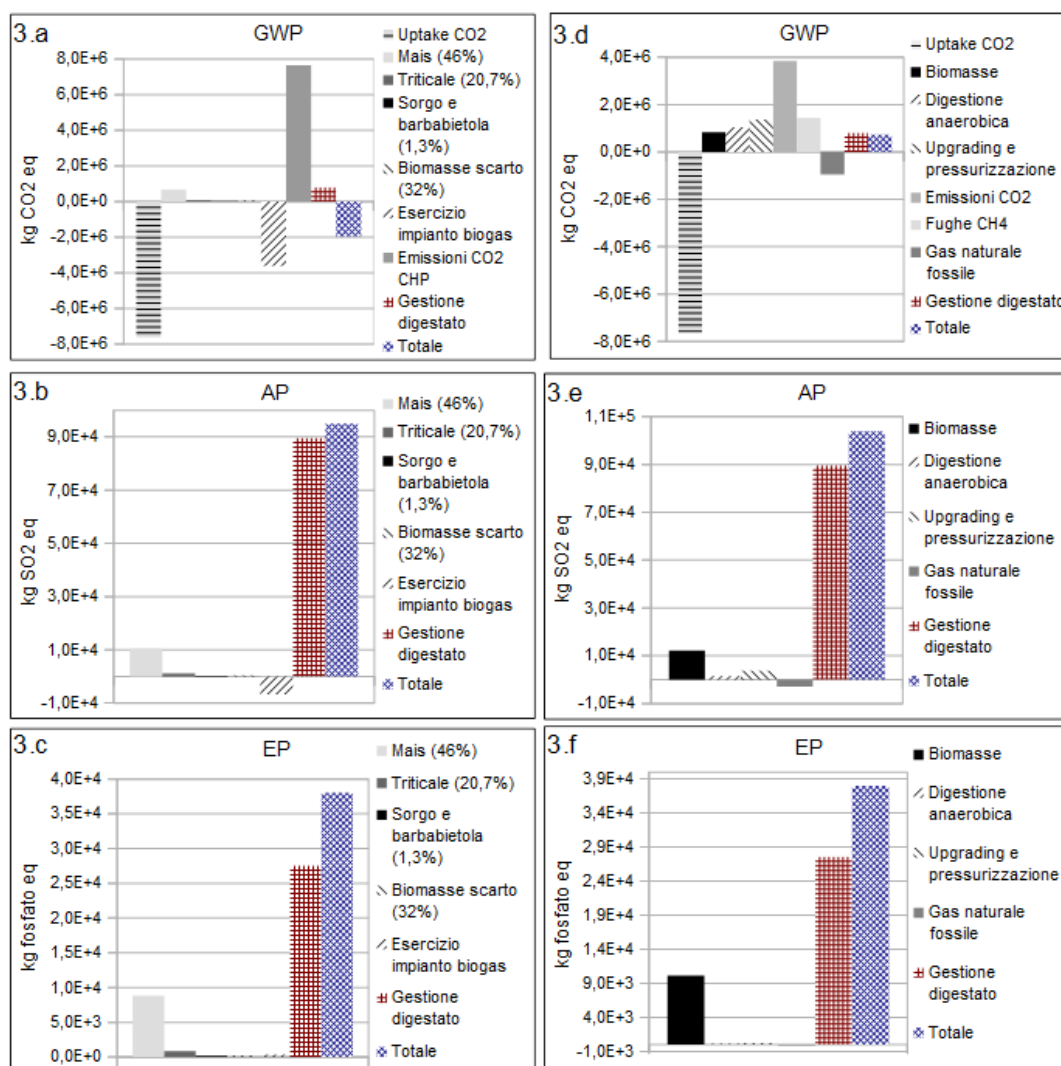


Figura 3: A sinistra gli impatti dello "Scenario biogas" suddivisi fra le principali fasi: in alto è mostrato l'impatto su GWP (3.a), al centro su AP (3.b) e in basso su EP (3.c). A destra gli impatti dello "Scenario biometano 1" suddivisi fra le principali fasi: in alto è mostrato l'impatto su GWP (3.d), al centro su AP (3.e) e in basso su EP (3.f).

Durante lo spandimento, e in modo ancora maggiore lo stoccaggio, la presenza di azoto ammoniacale e di materia organica residua nel digestato comporta elevate emissioni di N_2O , NH_3 e CH_4 . Infatti, all'uscita dei digestori, la biomassa possiede ancora una piccola percentuale di potere metanigeno residuo: il digestato, perciò, durante lo stoccaggio presenta un carico di azoto ammoniacale e di carbonio organico rilevanti, che danno luogo alle emissioni sopra citate.

Per quanto riguarda il potenziale di acidificazione ed eutrofizzazione, le due fasi più impattanti per entrambe risultano la coltivazione (a causa delle emissioni di ammoniaca in seguito all'utilizzo di fertilizzanti chimici) e, in modo maggiore, stoccaggio e spandimento del digestato, durante le quali sono rilasciate in aria elevate quantità di azoto ammoniacale.

Le immagini a destra nella Figura 3 (figure 3.d-3.f) mostrano gli impatti dello "Scenario biometano 1" anch'esso suddiviso in tre fasi principali: 1) coltivazione, 2) esercizio dell'impianto di digestione anaerobica e produzione di biometano e 3) gestione del digestato liquido e solido in uscita dal digestore. Diversamente dallo "Scenario biogas", la fase di coltivazione non è stata scomposta nelle sotto-fasi di produzione e trasporto dei feedstock in quanto i loro contributi sono identici a quelli dello scenario precedente; nel grafico relativo al GWP, è mostrato l'assorbimento della CO_2 da parte della biomassa. La fase di esercizio dell'impianto è stata suddivisa nelle seguenti sotto-fasi: processo di digestione anaerobica, emissione di CO_2 , durante la fase di upgrading del biometano, processo di upgrading e pressurizzazione del biometano, fughe di CH_4 durante la fase di upgrading, evitata estrazione e pressurizzazione di gas naturale di origine fossile.

Nel caso dello "Scenario biometano 1" la presente discussione si concentra sulla fase di esercizio dell'impianto in quanto per le fasi di coltivazione e gestione del digestato valgono le considerazioni fatte nello "Scenario biogas". Come è possibile osservare dalla Figura 3.d, l'impact score totale della categoria GWP risulta positivo. In questo caso, infatti, il contributo negativo dovuto al risparmio di gas naturale fossile non è sufficiente ad azzerare i contributi causati dalle diverse fasi di coltivazione, produzione biogas, purificazione e produzione del biometano e gestione del digestato. Un importante contributo è dato dalle fughe di metano durante la fase di upgrading, che sono stimate pari a circa il 4% del metano totale contenuto nel biogas.

La Tabella 1 mostra gli impact score totali dei tre scenari analizzati per le tre categorie di impatto GWP, AP ed EP.

Categoria di Impatto	Unità di misura	Biogas	Biometano 1	Biometano 2
Global Warming	kg CO_2 eq	-2,0E+6	7,4E+5	-8,0E+5
Acidification	kg SO_2 eq	9,5E+4	1,0E+5	1,0E+5
Eutrophication	kg PO_4^{3-} eq	3,8E+4	3,8E+4	3,8E+4

Tabella 1: Impact score totale dei tre scenari analizzati

Come è possibile osservare dalla Tabella 1, lo "Scenario biometano 2" mostra, a differenza di "Biometano 1", un impact score totale negativo per quanto riguarda il GWP. Ciò è determinato essenzialmente dalle minori perdite di metano (assunte pari all'1%) in atmosfera durante il processo di upgrading che avvengono utilizzando la tecnologia ad ammine rispetto alla tecnologia a membrane (perdite assunte pari al 4%). Ciò ha due risvolti positivi: è rilasciata in atmosfera una minore quantità di CH_4 ed inoltre gli impatti evitati sono calcolati su una quantità di biometano maggiore rispetto allo scenario a membrane.

Per quanto riguarda le categorie AP ed EP i tre scenari mostrano impact score sostanzialmente uguali in quanto i processi che più contribuiscono ad essi (coltivazione delle biomasse dedicate e gestione del digestato) sono comuni a tutti gli scenari.

6. Conclusioni

Lo “Scenario biogas” mostra le migliori performance ambientali grazie sostanzialmente a due fattori: minore richiesta energetica (l’upgrading richiede infatti un consumo maggiore di energia elettrica e termica) e perdite di metano minori. Tuttavia è fondamentale ricordare che differenti prodotti in uscita dai sistemi (energia elettrica e biometano) rendono i due sistemi non direttamente comparabili. Inoltre i vantaggi ambientali dello “Scenario biogas” potrebbero essere drasticamente ridotti se il mix elettrico italiano aumentasse la quota di energia prodotta da fonti rinnovabili. Al contrario, negli “Scenari biometano”, se nel mix elettrico nazionale la quota di fonti rinnovabili aumentasse, si assisterebbe ad un miglioramento delle performance ambientali. Infine, è da ricordare che le tecnologie di purificazione del biogas in biometano potrebbero essere notevolmente perfezionate in un futuro prossimo (ad es. recuperando le fughe di metano), e ciò si ripercuoterebbe positivamente sulle performance ambientali di tale sistema.

7. Bibliografia

- Bacenetti J., Fusi A. Negri M., Guidetti R., Fiala M., 2014. Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production. *Science of the Total Environment*, 466–467. 1066–1077.
- Battini F., Agostini A., Boulamanti A.K., Giuntoli J., Amaducci S., 2014. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of the Total Environment* 481. 196-208.
- Bauer F., Hulteberg C., Persson T., Tamm D., 2013. Biogas upgrading – Review of commercial technologies in “SGC Rapport 2013:270”.
- Boulamanti A. K., Donida Maglio S., Giuntoli J., Agostini A., 2013. Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 53. 149-161.
- Chevalier C., Meunier F., 2005. Environmental assessment of biogas co- or tri-generation units by life cycle analysis methodology. *Applied Thermal Engineering*, 25. 3025–3041
- Commissione Europea (CE), 2009. DIRETTIVA 2009/28/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 23 aprile 2009 sulla promozione dell’uso dell’energia da fonti rinnovabili, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive 2001/77/CE e 2003/30/CE.
- Fabbri C., Labartino N., Manfredi S., Piccinini S., 2013. Biogas, il settore è strutturato e continua a crescere. *L’informatore agrario*, 11/2013.
- FAO, 2011. Recent trends in world food commodity prices: costs and benefits. Past and future trends in world food prices. Disponibile all’indirizzo internet: <<http://www.fao.org/docrep/014/i2330e/i2330e03.pdf>>
- Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC), 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: volume 4: Agriculture, Forestry and other Land Use. Available at: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html (Accessed in March 2014).
- International Organization for Standardization (ISO), 2006a. Environmental management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework. ISO 14040.
- International Organization for Standardization (ISO), 2006b. Environmental management- Life Cycle Assessment- Requirements and guidelines. ISO 14044.
- Londo H. M., 2002. Energy farming in multiple land use. An opportunity for energy crop introduction in the Netherlands. Disponibile all’indirizzo internet: <<http://dspace.library.uu.nl/bitstream/handle/1874/754/full.pdf?sequence=1>>.
- Ministero Sviluppo Economico, 2013. Decreto ministeriale 5 dicembre 2013 - Agevolazioni per l’efficienza energetica nelle imprese delle Regioni Convergenza
- PE International, 2013. GaBI LCA Databases 2013.

Biogas use: a comparison of different alternatives

Lidia Lombardi¹, Ennio Carnevale², Laura Zanchi²

¹ Università degli Studi Niccolò Cusano - Roma

² Dipartimento di Ingegneria Industriale – Università degli Studi di Firenze
lidia.lombardi@unicusano.it

Abstract

Different possibilities of biogas use were considered, modeled and evaluated from the environmental point of view, by applying a Life Cycle Assessment (LCA) approach. The compared possibilities are: direct use in internal combustion engines for combined heat and power production; direct use in molten carbonate fuel cell for combined heat and power production; upgrading of biogas to biomethane and injection into the natural gas grid. Due to the high energy conversion efficiency, fuel cell use resulted the solution with the best environmental performances, followed by internal combustion engines and the by biomethane production. However, both fuel cell and internal combustion engine are able to provide such good scores when both electric and thermal energy are exploited, while when heat is not recovered, the differences with respect to the biomethane case are strongly reduced.

1. Introduction

Biogas is generated by anaerobic biodegradation of organic materials, thus, it is produced, as major sources, by municipal solid waste landfills, sludge digester in wastewater treatment plants and biogas digester using biowaste, manure and also energy crops. Biogas is mainly composed by methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2), but it may contain also significant quantities of undesirable compounds such as hydrogen sulfide (H_2S), ammonia (NH_3) and siloxanes, namely depending on the biogas source.

Primary production of biogas in the European Union was about 10154 ktoe in 2011 (Eu-observ'ER, 2012) and it is gaining large interest internationally among renewables. There are many different biogas utilization pathways (Agency for Renewable Resources, 2006): upgrading to biomethane for transport fuel, injection into the public natural gas grid, or directly for combined heat and power (CHP) production, fuel cell feeding, Stirling engines, Organic Rankine Cycle, and Micro gas turbine.

In this study different possibilities of utilization of biogas were considered, modeled and evaluated from the energetic and the environmental point of view, by applying a Life Cycle Assessment (LCA) approach (ISO, 2006).

2. LCA - Goal and scope definition

The purpose of this LCA study is to compare the environmental impacts and resource consumption of three different scenarios using biogas as input.

The selected applications correspond to today's most popular uses and are:

- biogas direct use in internal combustion engine (ICE) for the combined heat and power (CHP) production (Figure 1a);
- biogas direct use in molten carbonate fuel cell (MCFC) for the combined heat and power (CHP) production (Figure 1b);
- upgrading of biogas to a gas of the same quality of natural gas, named biomethane, to replace all the purposes where natural gas is used. This is done by CO_2 removal and injection of biomethane into the natural gas grid (Figure 1c).

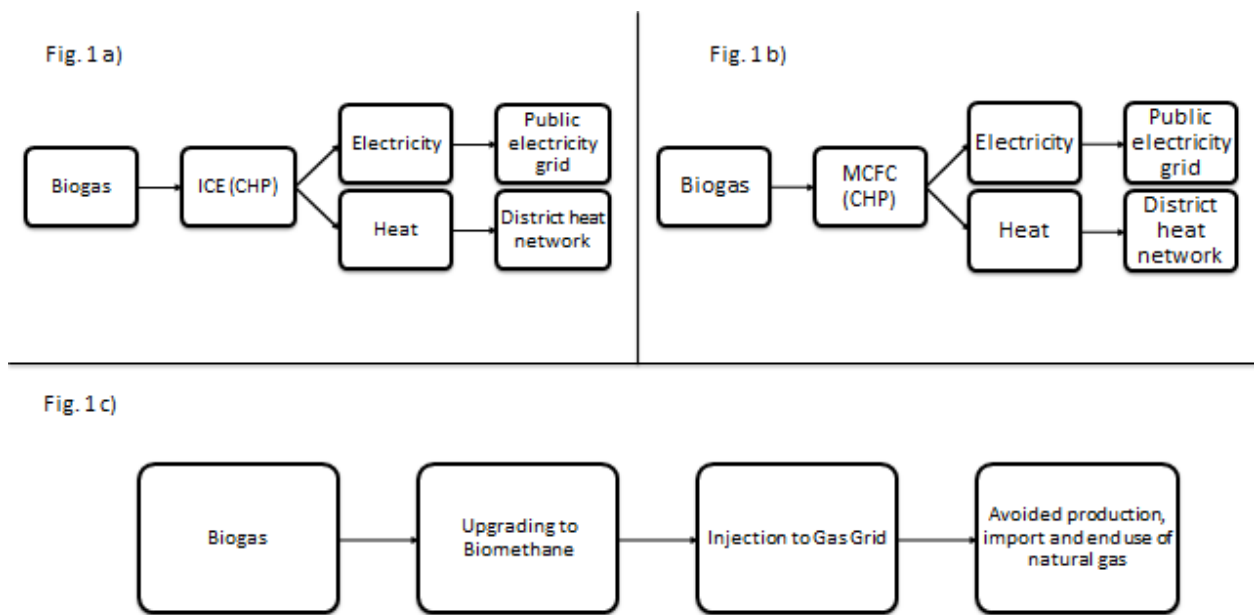


Figure 1: The three different analyzed scenarios for biogas use

The aim of this study is highlighting the best scenario from an environmental point of view by analyzing the direct and indirect emissions related to the possible uses of biogas, disregarding the way it was produced, thus excluding from the system boundary the biogas production phase. As a matter of fact, even if the biogas production phase was considered, it would be the same for the three compared scenarios, without adding any useful information in the comparison.

2.1. Functional unit

According to the goal of the study the functional unit of the LCA is: 1 Nm³ (at 101325 Pa and 0 °C) of biogas input to the system, with the composition reported in Table 1, as input for the three analysed scenarios.

Component	Unit	Value	Component	Unit	Value
CO ₂	vol. %	38,97	N ₂	vol. %	0,50
CH ₄	vol. %	60,00	O ₂	vol. %	0,50
H ₂ S	vol. %	0,03			

Table 1: Assumed biogas composition.

2.2. System boundaries

The system boundary includes acquisition of raw materials and emissions for the main processes; transportation; production and use of fuels, electricity and heat; use and maintenance of equipment; disposal of process wastes and products.

Additional assumptions are: i) the biogas production phase of biogas and its impacts were not included; ii) distribution and transportation of biomethane were not included; iii) the impacts related to the use and maintenance of equipment have been considered, but not those resulting from their manufacture; iv) desulphurization impacts were not considered; v) waste disposal processes, such as wastewater and exhausted lubricating oil, were considered; vi) the disposal of equipment, at their end of life, was not considered.

CO₂ emission from biogas combustion or from CO₂ contained in the biogas were not accounted for, since of biogenic origin.

Produced electricity was accounted for the avoided effects due to the electricity produced from the Italian electric mix, while for the cogenerated heat, the replacement of the heat used for civil use (domestic heating) was assumed.

For each volumetric unit of produced biomethane the production of an equivalent volume of natural gas was considered as avoided, along with the avoided emissions from its combustion.

3. LCA - Inventory analysis

3.1. ICE scenario

In this scenario the CHP production with a reciprocating engine was considered (Figure 2). Values for electric efficiency, parasitic consumption and thermal energy production efficiency were assumed respectively 37%, 4% and 50%, as average values from literature (Rehl et al., 2012; Persson et al., 2006; Pöschl et al., 2010; Jungbluth, et al., 2007; Patterson et al., 2011; Pertl et al., 2010). Main atmospheric emissions from ICE were considered. CH₄ emissions were calculated assuming losses at 1%. The emissions of SO₂, NO_x, CO and particulate matter (PM) were calculated according to literature (EMEP/EEA, 2009). The data for the gas engine maintenance were obtained from the ecoinvent database v. 2.2 (Swiss Centre for Life Cycle Inventory, 2010).

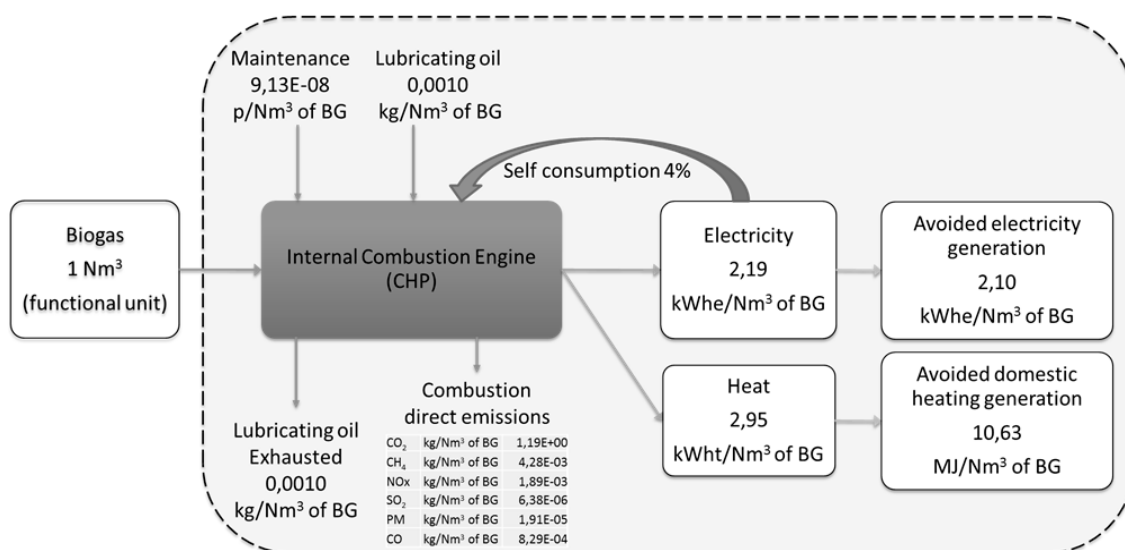


Figure 2: Main input and output streams for scenario based on ICE

3.2. MCFC Scenario

In this scenario the use of a MCFC in co-generation mode was considered (Figure 3). Values for electric efficiency, parasitic consumption and thermal energy production efficiency were assumed respectively 50%, 2% and 37%, as average values from literature (Persson et al., 2006; Pöschl et al., 2010; Moreno et al., 2008; Huijsmans, et al., 2000; Osamu, 2005). Data about atmospheric emissions and maintenance were retrieved from ecoinvent.

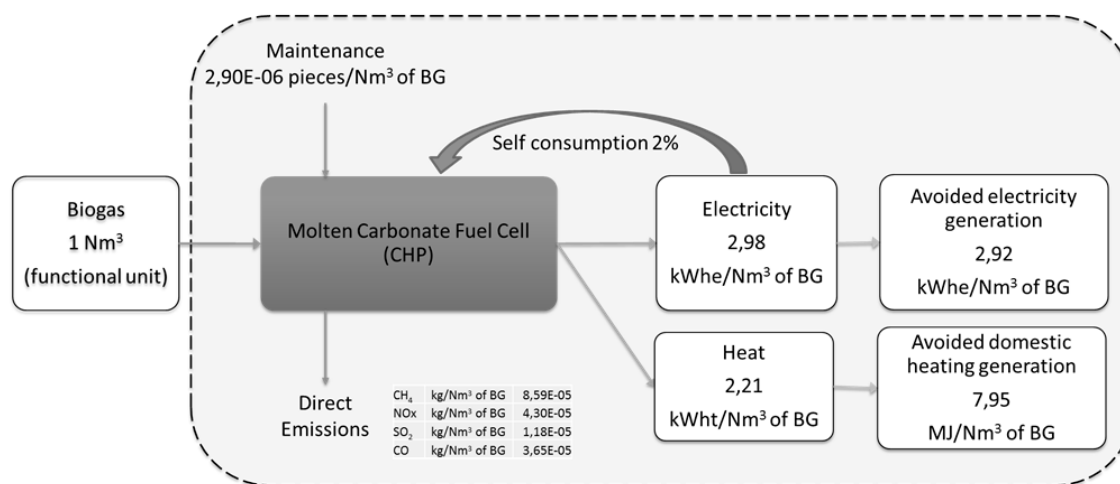


Figure 6: Main input and output streams for scenario based on MCFC

3.3. Biomethane scenario

In this scenario biogas upgrading was considered, according to High Pressure Water Scrubbing (HPWS) method (Persson et al., 2006), in order to produce biomethane to be injected into the natural gas grid (Figure 4). The HPWS process was modelled by chemical engineering software and Table 2 reports the main technical parameters for the HPWS.

	Unit	Value
CO ₂ removal efficiency	%	99,36
CH ₄ recovered	%	98,80
CH ₄ biomethane purity	%	97,38
Methane losses (CH ₄ slip)	%	1,20
Specific biomethane production	Nm ³ of biomethane/Nm ³ biogas	0,596
Specific electricity consumption	kWhe/Nm ³ biogas	0,34
Specific electricity consumption	kWhe/Nm ³ biomethane	0,57
Specific water consumption	kg/Nm ³ biogas	4,00
Specific wastewater production	m ³ /Nm ³ biogas	0,00396

Table 2: Technical parameters calculated for HPWS process

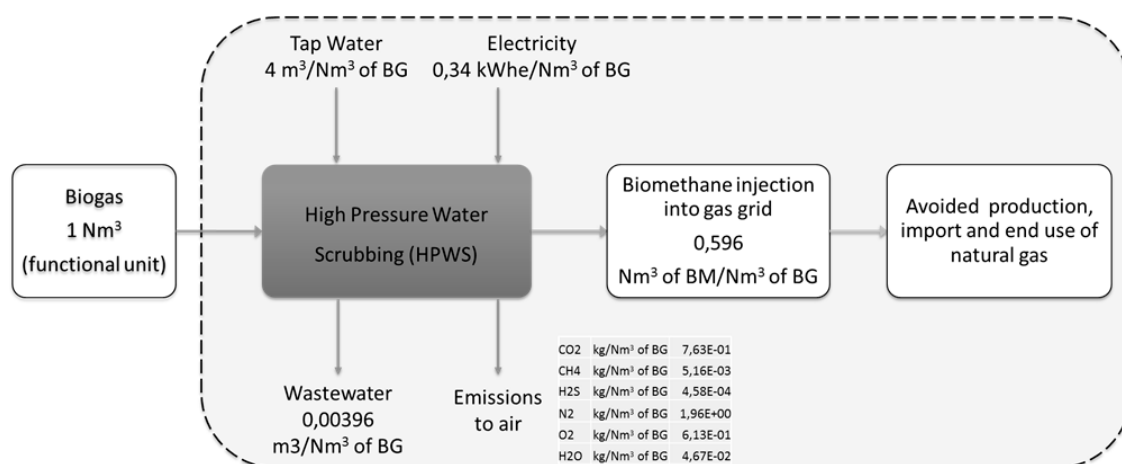


Figure 7: Main input and output streams for scenario based on HPWS

4. LCA - Impact assessment

Environmental indicators according to the Eco-indicator '95 method were used (Goedkoop, 1995), as reported with the respective units in Table 3, which also shows the direct comparison of the total values of the indicators calculated for each scenario.

MCFC scenario clearly emerges as the best-case scenario, collecting the lowest values for all the impact categories, followed by ICE scenario. Both MCFC and ICE scenarios present negative values, due to the included avoided effects. Biomethane scenario is the worst one, in which some indicators are positive. No impacts for the pesticides and solid waste categories were obtained.

Impact category	Unit	ICE	MCFC	Biomethane
Greenhouse	kg CO ₂	-2,07E+00	-2,35E+00	-1,10E+00
Ozone layer	kg CFC11	-2,04E-07	-2,13E-07	-1,10E-07
Acidification	kg SO ₂	-6,33E-03	-9,32E-03	1,31E-04
Eutrophication	kg PO ₄	-1,43E-03	-2,06E-03	1,81E-04
Heavy metals	kg Pb	-3,02E-05	-3,69E-05	3,26E-06
Carcinogens	kg B(a)P	-1,29E-07	-1,41E-07	9,35E-09
Pesticides	kg act.subst	-	-	-
Summer smog	kg C ₂ H ₄	-3,48E-04	-4,03E-04	-1,28E-04
Winter smog	kg SPM	-5,44E-03	-6,71E-03	1,70E-04
Energy resources	MJ LHV	-3,65E+01	-4,04E+01	-2,23E+01
Solid waste	kg	-	-	-

Table 3: Comparison of the indicator values for the three scenarios

4.1. Contribution analysis for the biomethane scenario

The contribution to each impact category from each sub-process is reported as percentage of total value in Figure 5. The HPWS electricity consumption greatly affects several indicators.

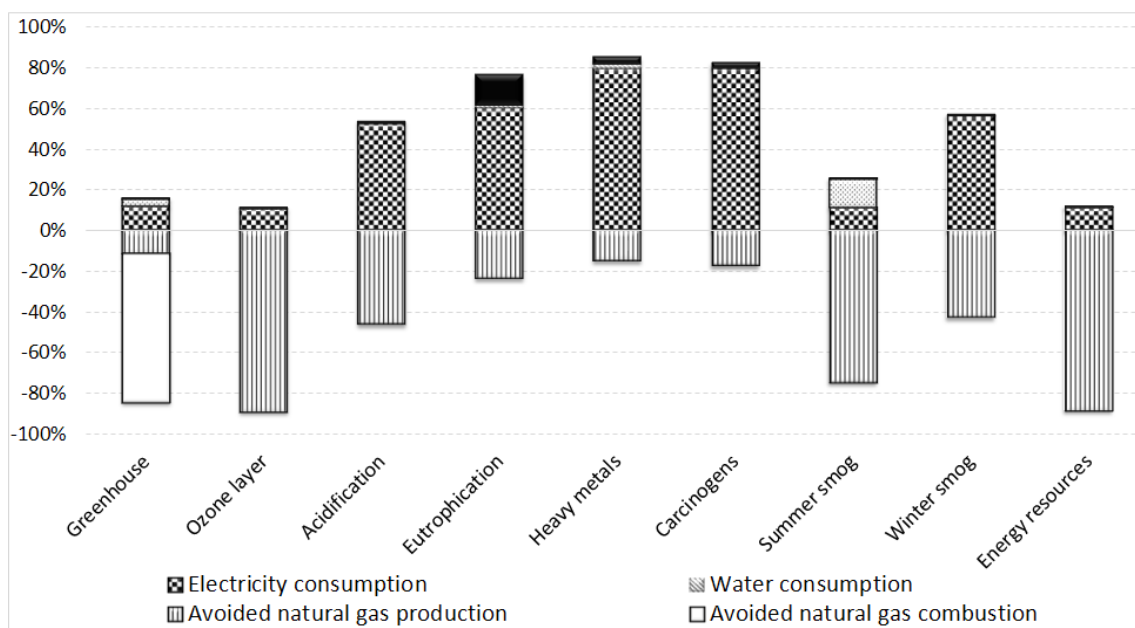


Figure 8 : Contribution to each indicator from the subprocess of the system – Biomethane scenario

4.2. Sensitivity analysis

In order to highlight the quite important contribution that comes from the heat recovery in ICE and MCFC scenarios, a modification to the inventory data was made, excluding such recovery of heat.

Table 4 presents the results when the heat recovery is excluded. In this condition the gaps, in indicator values, between the ICE/MCFC cases and the biomethane one are reduced.

Impact category	Unit	ICE without heat	MCFC without heat	Biomethane
Greenhouse	kg CO ₂	-1,14E+00	-1,65E+00	-1,10E+00
Ozone layer	kg CFC11	-9,37E-08	-1,31E-07	-1,10E-07
Acidification	kg SO ₂	-4,35E-03	-7,84E-03	1,31E-04
Eutrophication	kg PO ₄	-1,03E-03	-1,76E-03	1,81E-04
Heavy metals	kg Pb	-2,27E-05	-3,13E-05	3,26E-06
Carcinogens	kg B(a)P	-7,07E-08	-9,72E-08	9,35E-09
Pesticides	kg act.subst	-	-	-
Summer smog	kg C ₂ H ₄	-1,50E-04	-2,55E-04	-1,28E-04
Winter smog	kg SPM	-4,08E-03	-5,69E-03	1,70E-04
Energy resources	MJ LHV	-2,03E+01	-2,83E+01	-2,23E+01
Solid waste	kg	-	-	-

Table 4: Scenarios comparison in the case of excluding the heat recovery for ICE and MCFC scenarios

5. Conclusions

The results obtained from the impact assessment phase clearly show that molten carbonate fuel cell scenario is the best-case one, with the highest avoided effects in all the impact categories. Also the internal combustion engine scenario collects very favourable impacts in all the impact categories. Biomethane scenario shows avoided impacts only for greenhouse effect, ozone layer depletion, summer smog and energy resources categories. The positive impacts are mostly due to the high pressure water scrubbing energy consumption, then to the wastewater treatment and, to a lesser extent, to the process methane losses. However, the avoided impacts recorded for the greenhouse effect category of biomethane scenario, are still very important and this is mainly due to the avoided emissions of fossil CO₂ substituting biomethane to natural gas. When the heat recovery is excluded in the molten carbonate fuel cell and internal combustion engine scenarios, the gaps between these scenarios and the biomethane one are reduced.

6. References

- Agency for Renewable Resources (FNR), 2006. In: Gülzow, editor. Guidance – biogas production and utilization. Germany: Institute for Energy and Environment, Federal Agricultural Research Centre (FAL), Association for Technology and Structures in Agriculture (KTBL).
- EMEP/EEA, 2009. Emission inventory guidebook updated June 2010 (formerly called the EMEP CORINAIR emission inventory guidebook).
- EurObserv'ER, 2012. The state of renewable energies in Europe. 12th edition EurObserv'ER Report. <http://www.eurobserv-er.org/>
- Goedkoop M., 1995. The Eco-indicator'95, Final Report. PRé Consultants. Available at <http://www.pre-sustainability.com/content/reports>
- Huijsmans, J., Kraaij, G., Makkus, R., Rietveld, G., Sitters, E. and Reijers, H., 2000. An analysis of endurance issues for MCFC. *Journal of Power Sources* 86, 117-121.
- ISO 14040:2006, 2006. Environmental management—life cycle assessment – principles and framework. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M. and Sutter, J., 2007. Life Cycle Inventories of Bioenergy. ecoinvent report No. 17. Retrieved from Swiss Centre for Life Cycle Inventories: <http://www.ecoinvent.org/>
- Moreno, A., McPhail, S. and Bove, R., 2008. International Status of Molten Carbonate Fuel Cell (MCFC) Technology. Retrieved from ENEA: http://old.enea.it/com/ingl/New_ingl/publications/booklets/pdf/MCFC_international_status.pdf
- Osamu, A., 2005. MCFC-MGT Hybrid Generation System. R&D Review of Toyota CRDL Vol. 41 No. 1.
- Patterson, T., Esteves, S., Dinsdale, R. and Guwy, A., 2011. Life cycle assessment of biogas infrastructure options on a regional scale. *Bioresource Technol* 102, 7313–7323.
- Persson, M., Jönsson, O. and Wellinger, A., 2006. Biogas Upgrading to Vehicle Fuel Standards and Grid Injection. IEA Bionergy.
- Pertl, A., Mostbauer, P. and Obersteiner, G., 2010. Climate balance of biogas upgrading systems. *Waste Manage* 30, 92–99.
- Pöschl, M., Warda, S. and Owende, P., 2010. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Appl Energy* 87, 3305–3321.
- Rehl, T., Lansche, J., and Müller, J., 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas — Attributional vs. consequential approach. *Renew Sust Energy Rev* 16, 3766– 3775.
- Swiss Centre for Life Cycle Inventory, 2010. ecoinvent Version 2.2.

Impatti energetico-ambientali connessi alla produzione di energia elettrica in Sicilia

Autori: Maurizio, Cellura¹; Maria Anna, Cusenza¹; Sonia, Longo¹; Giuseppe, Maniscalco¹; Marina, Mistretta²; Vincenzo, La Rocca¹

¹Dipartimento di Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici,
Università degli Studi di Palermo

²Dipartimento Patrimonio Architettura Urbanistica (P.A.U.),
Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria

Email Coordinatore: maurizio.cellura@unipa.it

Abstract

Negli ultimi anni l'attenzione verso le problematiche connesse al cambiamento climatico e all'approvvigionamento energetico è diventata sempre più rilevante. L'Unione Europea ha approvato il "pacchetto clima-energia" che mira, entro il 2030, a ridurre le emissioni di gas ad effetto serra del 40% rispetto al 1990 e ad incrementare la quota di energia prodotta da fonti rinnovabili almeno al 27%.

Per iniziare a stimare i benefici indotti dall'incremento della produzione di elettricità da fonti rinnovabili, nel presente lavoro vengono stimati gli impatti energetico-ambientali connessi alla produzione di 1 kWh di energia elettrica in Sicilia nell'arco temporale 2000 – 2011, tramite l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment.

1. Introduzione

Il nuovo "pacchetto clima-energia" dell'Unione Europea individua le energie rinnovabili come elementi chiave nella transizione verso un sistema energetico sostenibile, sicuro e competitivo, che possa contribuire alla riduzione dei gas climalteranti. I nuovi obiettivi vincolanti posti dall'Unione Europea, riduzione dei gas serra del 40% rispetto ai livelli del 1990 e utilizzo di almeno il 27% di energie da fonte rinnovabile entro il 2030, possono offrire notevoli benefici in termini di riduzione degli impatti energetici ed ambientali.

Il settore della produzione di energia determina un contributo significativo sul bilancio globale dei gas ad effetto serra. Nel 2010, le emissioni di gas serra causate dall'industria energetica nell'UE-27 sono state pari a 1.425 Mt CO_{2eq} (GSE, 2013). Tale settore rappresenta quindi uno dei settori strategici su cui intervenire per raggiungere i suddetti obiettivi dell'Unione Europea.

In tale contesto, è fondamentale stimare gli impatti energetico – ambientali causati dalla produzione dell'energia elettrica e la riduzione di tali impatti connessa all'aumento dell'aliquota di elettricità prodotta da fonti energetiche rinnovabili.

2. Il sistema della produzione di energia elettrica in Sicilia

Il sistema elettrico siciliano è caratterizzato dalla presenza di numerose centrali termoelettriche alimentate sia da combustibili fossili che da bioenergie, da alcuni impianti idroelettrici di piccola taglia, e da impianti eolici e fotovoltaici.

Per valutare gli impatti energetico – ambientali connessi al ciclo di vita dell'energia elettrica in Sicilia è stato analizzato il mix elettrico regionale nel periodo 2000-2011, individuando le fonti energetiche e le tecnologie impiegate per la generazione dell'elettricità.

In Tabella 1 è riportata la produzione lorda di energia elettrica per gli anni 2000 e 2011, stimata attraverso l'elaborazione di dati forniti da TERNA (TERNA, 2000; TERNA 2011), che pubblica dati statistici relativi alla produzione di elettricità, e dal Gestore dei Servizi Energetici - GSE (GSE, 2011), che pubblica dei rapporti statistici sull'utilizzo delle fonti rinnovabili.

Tipologia di impianto	2000	2011
Idroelettrico:	805,6	500,4
Da apporti naturali	78,9	98,1
Da apporti di pompaggio:	0	0
Di gronda	0	0
Volontario	726,7	402,3
Fotovoltaico	0,1	670,4
Eolico	0	2.369,9
Termoelettrico:	24.494,6	20.860,1
Cogenerazione:	10.512,8*	10.222,8
Gas naturale	4.297,1*	4.339,3
Petroliferi	2.671,1*	2.312,5
Altri combustibili (sol.)	3.544,6*	3.571,0
Sola produzione di energia elettrica:	13.981,8*	10.637,3
Gas naturale	9.661,1*	7.859,6
Gas derivati	35,4*	29,1
Petroliferi	4.100,6*	2.593,4
Bioenergie	146,4*	109,9
Biogas	-	89,8
Bioliquidi	-	20,1
Altre fonti di energia	38,3*	45,3
Totale	25.300,3	24.400,8
* Elaborazioni proprie sui dati forniti da TERNA		

Tabella 1: Produzione lorda per tipo di impianto e tipo di combustibile (GWh)

Dall'analisi dei dati riportati in Tabella 1 si evidenzia che, nell'arco temporale esaminato, l'aliquota di produzione di energia elettrica da combustibili fossili, pari al 99,6% nel 2000, ha subito una progressiva riduzione attestandosi ad una percentuale pari all'86,7% nel 2011.

La produzione di elettricità da fonti energetiche rinnovabili ha registrato un aumento riasumibile nel passaggio dallo 0,4% del totale nel 2000 al 13,3% nel 2011. Tale incremento ha interessato principalmente la produzione di elettricità da fotovoltaico (da 0,1 a 670,4 GWh) e da eolico (da 0 a 2.369,9 GWh), mentre si è avuta una riduzione dell'aliquota di energia prodotta dalle centrali idroelettriche (-37,9%).

3. Life Cycle Assessment dell'elettricità prodotta in Sicilia

Nel presente lavoro viene applicata la metodologia Life Cycle Assessment (LCA), in accordo alle norme della serie ISO 14040 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) per valutare gli impatti energetico – ambientali connessi al ciclo di vita di 1 kWh di energia elettrica, selezionato come unità funzionale, generata in Sicilia nell'arco temporale 2000-2011.

I confini del sistema includono: estrazione e trasporto delle materie prime e dei combustibili, costruzione delle infrastrutture, generazione di energia elettrica negli impianti, costruzione e dismissione degli impianti, trasmissione dell'energia elettrica.

Per la valutazione degli impatti ambientali è stato utilizzato il metodo ILCD 2011 Midpoint (European Commission, 2012), mentre per la stima del consumo di energia primaria è stata effettuata impiegando il metodo Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al, 2007a; Prè, 2012).

I dati relativi agli eco-profilo degli impianti di produzione sono stati tratti dal database Ecoinvent (Frischknecht et al, 2007b) e sono riferiti al contesto italiano, quando disponibili, o a quello europeo.

I dati riguardanti il mix di produzione di energia elettrica in Sicilia sono stati ricavati dai rapporti statistici pubblicati da Terna (Terna, 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011) e dal GSE (GSE, 2008; 2009; 2010; 2011).

In Figura 1 si riporta la composizione percentuale del mix di produzione dell'elettricità in Sicilia dal 2000 al 2011.

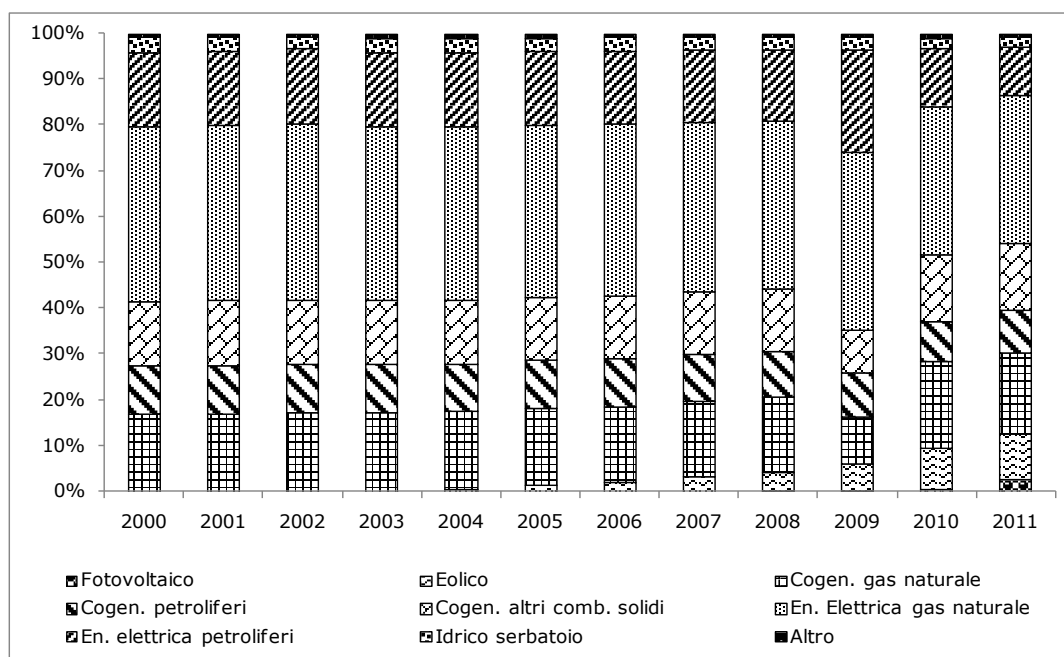


Figura 1: Produzione di 1 kWh di energia elettrica in Sicilia (Anni 2000-2011)⁸

3.1 Valutazione degli impatti energetico-ambientali

In Figura 2 si riporta il consumo di energia primaria connesso alla produzione di 1 kWh in Sicilia dal 2000 al 2011.

Si osserva che, nel 2011, il consumo di energia primaria è pari a 11,31 MJ, di cui il 68,3% è costituito da energia primaria non rinnovabile.

⁸ La categoria "altro" incide per meno dell'1% sul totale della produzione di elettricità e include: impianti di sola produzione di elettricità alimentati con gas naturale, bioenergie e altre fonti di energia, impianti idroelettrici ad acqua fluente.

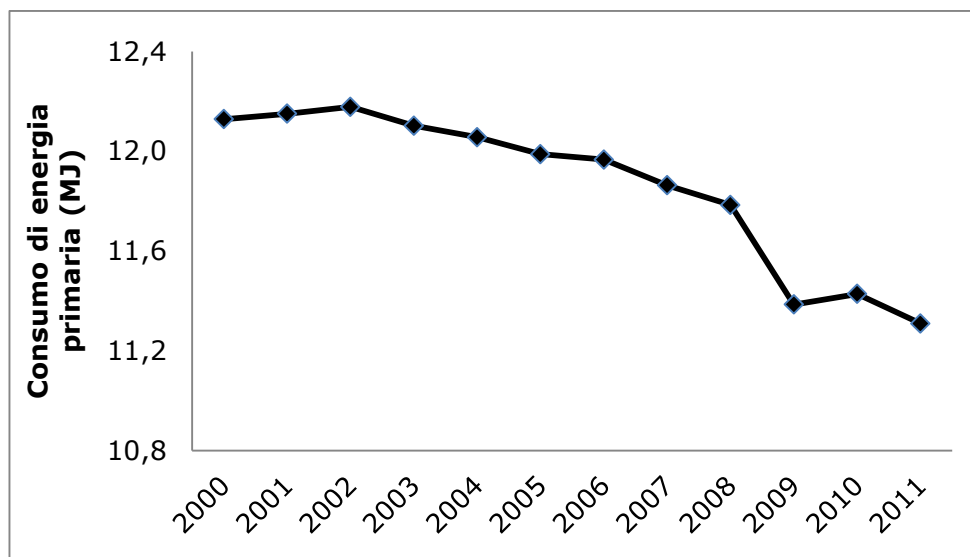


Figura 2: Consumo di energia primaria connesso alla produzione di 1 kWh di energia elettrica in Sicilia (anni 2000-2011)

Gli impianti termoelettrici di sola produzione di energia elettrica alimentati da gas naturale sono responsabili del consumo di 3,58 MJ di energia primaria, corrispondente al 31,7% del consumo totale; seguono gli impianti di cogenerazione alimentati con gas naturale e con prodotti petroliferi e gli impianti di sola generazione di energia elettrica alimentati con prodotti petroliferi con una percentuale pari al 27,6%, 14,8% e al 11,5%, rispettivamente. Rispetto al 2000, si evidenzia una riduzione del consumo di energia primaria del 6,7%.

Con riferimento agli impatti ambientali si osservano le seguenti variazioni nel periodo esaminato:

- Riduzione del 15,5% dell'emissione specifica di gas ad effetto serra, che è passata da 0,586 kgCO_{2eq} a 0,495 kgCO_{2eq}. La riduzione dell'impatto è legata alla progressiva riduzione della produzione da impianti termoelettrici alimentati con prodotti petroliferi e con gas naturale ed alla crescita dell'efficienza degli stessi, e all'aumento della produzione dal settore eolico e fotovoltaico.
- Riduzione dell'impatto sulla formazione di particolato dello 0,8%, da 1,15E-03 kg PM_{2,5eq} a 1,14E-03 kg PM_{2,5eq}, principalmente dovuta ad una riduzione della produzione di elettricità dagli impianti termoelettrici alimentati con "altri combustibili solidi".
- Riduzione dell'impatto sull'acidificazione del 23,3%, da 2,85E-03 mol H⁺_{eq} a 2,18E-03 mol H⁺_{eq}. Gli impianti di sola produzione di energia elettrica alimentati con prodotti petroliferi presentano un impatto che è di un ordine di grandezza superiore rispetto a quello delle altre tipologie di impianto, di conseguenza la variazione dell'impatto è strettamente connessa alla produzione di energia in queste tipologie di impianti.
- Riduzione dell'impatto sull'impoverimento della risorsa acqua del 16,1%, da 2,00E-04 kg acqua_{eq} a 1,68E-04 kg acqua_{eq}. La riduzione dell'impatto è associata ad una minore produzione di energia dagli impianti di sola produzione di energia elettrica alimentati con gas naturale.
- Riduzione dei seguenti impatti, associata ad una minore produzione di elettricità negli impianti di sola produzione di energia elettrica alimentati con prodotti petroliferi:
 - Impatto riduzione dello strato di ozono del 15,0%, da 7,50E-08 kgCFC-11_{eq} a 6,37E-08 kgCFC-11_{eq};

- Impatto sulla formazione di ozono fotochimico del 14,7%, da $1,80\text{E-}03$ kg NMVOC_{eq} a $1,53\text{E-}03$ kg NMVOC_{eq};
 - Impatto sull'eutrofizzazione terrestre del 13,6%, da $5,99\text{E-}03$ mol N_{eq} a $5,18\text{E-}03$ mol N_{eq};
 - Impatto sull'eutrofizzazione in acqua di mare del 13,8%, da $5,40\text{E-}04$ kg N_{eq} a $4,65\text{E-}04$ kg N_{eq};
 - Impatto sull'ecotossicità in acqua dolce del 9,4%, da $1,71\text{E-}01$ CTUe a $1,55\text{E-}01$ CTUe;
 - Impatto sulla radiazione ionizzante – effetto sulla salute umana del 3,0%, da $7,23\text{E-}03$ kg ²³⁵U_{eq} a $7,01\text{E-}03$ kg ²³⁵U_{eq};
 - Impatto sulla radiazione ionizzante – effetto sugli ecosistemi del 3,2%, da $2,23\text{E-}08$ CTUe a $2,15\text{E-}08$ CTUe;
 - Impatto sull'uso del suolo del 19,8%, da $8,34\text{E-}01$ kg Cdeficit a $6,69\text{E-}01$ kg Cdeficit.
- Aumento dell'impatto sull'eutrofizzazione in acqua dolce del 5,9%, da $1,12\text{E-}05$ kg P_{eq} a $1,19\text{E-}05$ kg P_{eq}. L'impatto è determinato in misura maggiore dagli impianti fotovoltaici e dagli impianti termoelettrici di sola produzione di energia elettrica alimentati con gas derivati e con prodotti petroliferi; di conseguenza, l'aumento dell'impatto è associato all'incremento dell'aliquota di energia prodotta con i sistemi fotovoltaici.
 - Aumento dell'impatto sulla tossicità umana – effetto cancerogeno del 5,2%, da $4,60\text{E-}09$ CTUh a $4,84\text{E-}09$ CTUh e dell'impatto sulla tossicità umana – effetto non cancerogeno del 2,7%, da $4,66\text{E-}08$ CTUh a $4,79\text{E-}08$ CTUh. In queste categorie di impatto l'incidenza dei settori eolico e fotovoltaico è paragonabile a quella del settore termoelettrico alimentato da combustibili fossili; di conseguenza la riduzione dell'impatto connessa ad una minore produzione di energia dal settore termoelettrico è annullata dall'aumento dell'impatto associato ad un incremento di produzione di energia da eolico e fotovoltaico.
 - Aumento dell'impatto sull'impoverimento delle risorse minerali e fossili del 3.465,1%, da $2,45\text{E-}07$ kg Sb_{eq} a $8,72\text{E-}06$ kg Sb_{eq}. L'andamento dell'impatto è conseguente all'aumento della produzione di energia da impianti fotovoltaici, il cui impatto su questa categoria è di quattro ordini di grandezza più elevato rispetto a quello degli altri impianti.

4. Conclusioni

L'applicazione della metodologia LCA per la stima degli impatti energetico-ambientali connessi alla produzione di elettricità in Sicilia ha permesso di stimare che la produzione di 1 kWh di elettricità implica il consumo di 12,13 MJ di energia primaria e l'emissione di 0,586 kg di CO_{2eq} nel 2000, mentre nel 2011 il consumo di energia primaria risulta pari a 11,31 MJ e le emissioni di gas serra scendono a 0,495 kg di CO_{2eq}.

Nel periodo 2000-2011 si è assistito ad un cambiamento del mix energetico siciliano, caratterizzato da un incremento rilevante della produzione di elettricità da eolico e da fotovoltaico e da una riduzione della produzione di elettricità da centrali termoelettriche alimentate con combustibili fossili (-14,8%). Tale cambiamento ha determinato una riduzione del consumo di energia primaria del 6,6% e delle emissioni di gas ad effetto serra del 15,5%.

Si è inoltre osservata una riduzione di tutte le categorie di impatto esaminate da -0,8% (formazione di particolato) a -23,3% (acidificazione), ad eccezione degli impatti connessi alla tossicità umana, eutrofizzazione in acqua dolce e impoverimento delle risorse minerali fossili.

I risultati ottenuti hanno mostrato che l'incremento di energia prodotta da fonti energetiche rinnovabili può contribuire significativamente alla lotta contro il cambiamento climatico e al raggiungimento, entro il 2030, degli obiettivi europei indicati nel "pacchetto clima-energia".

5. Bibliografia

European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2012, Characterization factor of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information - First edition, EUR 25167 Luxembourg, Publications Office of the European Union.

Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Bauer, C, Doka, G, Dones, R, Hirschier, R, Hellweg, S, Humbert, S, Köllner, T, Loerincik, Y, Margni, M, Nemecek, T, 2007a, Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.

Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Doka, G, Dones, R, Heck, T, Hellweg, S, Hirschier, R, Nemecek, T, Rebitzer, G, Spielmann, M, 2007b, Overview and Methodology - Ecoinvent Report No. 1, ver.2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

GSE, 2008, L'idrico – Dati Statistici al 31 dicembre 2008, www.gse.it.

GSE, 2009, Idroelettrico – Rapporto Statistico, www.gse.it.

GSE, 2010, Rapporto Statistico 2010 – Impianti a fonti rinnovabili, www.gse.it.

GSE, 2011, Rapporto Statistico 2011 – Impianti a fonti rinnovabili, www.gse.it.

GSE, 2013, Rapporto Statistico UE 27 Settore elettrico, www.gse.it.

ISO 14040, 2006, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

ISO 14044, 2006, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

Prè – Product Ecology Consultants, 2012, Software SimaPro7.

TERNA, 2000, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2001, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2002, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2003, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2004, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2005, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2006, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2007, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2008, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

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

TERNA, 2010, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

TERNA, 2011, Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, www.terna.it.

Valutazione dell'ecosostenibilità di nuove tecnologie: produzione di QDsLED con stampaggio tramite "direct laser micropatterning"

Simona Scalbi¹, Valentina Fantin¹, Francesco Antolini¹

¹ENEA, Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna
E-mail coordinatore: simona.scalbi@enea.it

Abstract

Lo studio di LCA presentato in questo articolo ha come obiettivo la valutazione della performance ambientale della produzione di un innovativo sistema d'illuminazione a LED con l'uso di Quantum Dots (QDs), denominato "QDsLED". Si sono in particolare analizzate l'intera filiera produttiva del LED inclusi i materiali, come i polimeri organici e i QDs, e la fase di stampaggio tramite il sistema "direct laser micropatterning". Lo studio è stato eseguito all'interno della fase iniziale della progettazione, ovvero sul prototipo, e mette in evidenza le fasi critiche dal punto di vista ambientale relative alla produzione del QDsLED, ovvero la produzione dell'anodo e del polimero organico usato come materiale emissivo. Ciò permette inoltre di evidenziare gli elementi critici su cui è possibile apportare miglioramenti in un'ulteriore fase di sviluppo del dispositivo luminoso.

1 Introduzione

I nanomateriali e le nanotecnologie hanno avuto uno sviluppo significativo negli ultimi 10 anni e, grazie alle loro proprietà e caratteristiche, dovrebbero contribuire in modo significativo alla soluzione di problemi ambientali, in quanto consentono di realizzare prodotti e processi per usi più specifici, risparmiare risorse e ridurre il volume dei rifiuti e delle emissioni. Per questi motivi, è molto probabile che nel prossimo futuro la gamma di nanomateriali esistenti e le loro applicazioni sul mercato aumenteranno esponenzialmente in vari settori economici. A partire dal 2005, la Commissione Europea ha sviluppato una strategia per le nanotecnologie e i nanomateriali, in modo da garantire che il loro sviluppo ed utilizzo siano sicuri per la salute e che allo stesso tempo salvaguardino il benessere sociale, economico ed ambientale (COM 572, 2012).

Le nanotecnologie sfruttano le particolari caratteristiche chimico fisiche dei nanomateriali che tuttavia possiedono spesso dei gradi di tossicità e pericolosità diversi dai loro corrispettivi materiali tradizionali. Proprio a causa del loro rapido sviluppo e diffusione sul mercato, la valutazione dei potenziali impatti ambientali dei nanomateriali e delle nanotecnologie è essenziale per evitare effetti nocivi ed indesiderati su ambiente e salute umana. In particolare, l'approccio di ciclo di vita è il metodo raccomandato dalla Commissione Europea e dall'OECD per la valutazione di sostenibilità ambientale delle nuove tecnologie (COM 38, 2004) e delle nanotecnologie (OECD, 2013).

Tra le metodologie esistenti in campo scientifico e basate sull'approccio del ciclo di vita, la Valutazione di Ciclo di Vita (LCA) permette di valutare le performance ambientali dei nuovi prodotti e delle nuove tecnologie evidenziando le criticità nell'intera vita del prodotto. Essa è quindi particolarmente efficace nella fase iniziale di progettazione di un prodotto o nell'applicazione di una nuova tecnologia. Esistono tuttavia alcuni limiti all'applicazione di questa metodologia alle nanotecnologie, che devono essere tenuti in considerazione: la mancanza di dati primari è ancora ampia (infatti spesso i dati di produzione sono estrapolati da dati di laboratori o da impianti pilota); la fase d'uso e di fine vita spesso non sono considerate; inoltre, poichè i dati relativi alla tossicità dei nanomateriali non sono disponibili, gli impatti di tossicità possono essere riferiti solo ai materiali tradizionali (Gavankar et al., 2012; Kim et Fthenakis, 2012).

All'interno del progetto europeo LAMP (**LA**ser induced synthesis of polymeric nanocomposite materials and development of **Micro-P**atterned hybrid light emitting diodes (LED) and transistors (LET)), che propone lo sviluppo di un nuovo componente elettronico per emettere luce utilizzando nuovi composti formati da polimeri organici e QDs (Quantum Dots), attivati all'interno del polimero tramite la laserizzazione, ENEA ha condotto uno studio di LCA su un prototipo QDsLED (Quantum Dots Light Emitted Diode), stampato tramite la tecnica innovativa del "Direct Laser Micropatterning" (DLP). Obiettivo dello studio è identificare gli impatti ambientali dell'innovativo sistema d'illuminazione a LED con l'uso di QDs cioè il QDsLED, analizzando la produzione completa del LED inclusi i materiali, come i polimeri e i QDs, e la fase di stampaggio tramite il sistema DLP.

2 I QDsLED

2.1 Quantum dots

I QDs sono nanomateriali con interessanti proprietà elettriche, ottiche e fisiche derivanti dall'effetto quantico ("quantum size effect"). Per questi motivi, essi sono usati come semiconduttori nelle applicazioni elettroniche come LED, celle solari, transistor, diodi, laser; inoltre possono essere utilizzati in applicazioni mediche come la diagnostica ad immagini e per il rilascio controllato di medicinali. Attualmente rimangono molte incertezze sulla tossicità ed ecotossicità di questo materiale. Tsoi et al (2013) and Winnik & Maysinger (2012) hanno presentato due review dove si sottolinea che la tossicità dipende dalle caratteristiche chimico fisiche dei QDs, in termini di dimensione, forma, funzionalizzazione della superficie e proprietà di aggregazione. Inoltre, Winnik & Maysinger (2012) hanno dimostrato che alcuni effetti indesiderati dei QDs contenenti cadmio sono stati ridotti con i QDs di nuova generazione.

2.2 Direct Laser Micropatterning

La possibilità di usare luce laser per la lavorazione dei materiali ha aperto notevoli possibilità di creare "disegni" (patterns) sulla superficie (o volume) del materiale stesso; in generale il processo di realizzazione di tali patterns viene chiamato "Direct Laser Patterning". Questa metodologia sta acquisendo importanza a livello industriale (soprattutto per il settore microelettronico ed optoelettronico) in quanto flessibile, riproducibile e di alta precisione. La flessibilità è intrinseca al processo laser nel senso che tali apparecchiature sono relativamente semplici e facilmente implementabili per la realizzazione di "disegni" sul materiale. Mediante programmi opportuni, già in commercio, è possibile guidare la sorgente laser nelle posizioni d'interesse del materiale per creare i pattern desiderati. Inoltre è un sistema facilmente riproducibile e modificabile, a seconda delle esigenze. Un passo in avanti del DLP nel settore della microelettronica è rappresentato dalla possibilità di realizzare il dispositivo voluto direttamente in un singolo passaggio: questo velocizza la procedura di pattern e riduce il consumo di reagenti.

2.3 Descrizione dei QDsLED

La struttura tipica dei OLED (Organic LED) consiste in uno strato emissivo luminoso in polimero organico racchiuso tra il catodo, generalmente alluminio o calcio, e un anodo trasparente, generalmente di ITO (Indium Tin Oxide).

In un QD-LED ciò che cambia rispetto all'OLED è il tipo di materiale emissivo usato: nel caso di QD-LED non è più il polimero (o solo il polimero) ad emettere luce, ma sono i QDs che in qualche modo vengono inglobati nella matrice polimerica.

L'introduzione dei QDs ha lo scopo di esaltare le proprietà ottiche del dispositivo, poiché i QDs hanno delle proprietà foto-fisiche (colore e tempo di vita) molto più stabili rispetto alla matrice organica (polimero). L'introduzione dei QDs nella matrice polimerica può avvenire in due modi: i) mescolando i QDs già preformati nel polimero (crescita "ex situ") o ii) generando i QDs direttamente nel polimero (crescita "in situ").

Nel caso della generazione "in situ" i QDs possono essere cresciuti in specifiche regioni, poiché opportuni precursori mescolati al polimero possono generare QDs per azione (termica o fotochimica) di una sonda esterna (laser): questo è il caso sviluppato nel progetto.

Al posto del polimero organico il dispositivo oggetto dello studio utilizza un composito formato da un polimero organico (PME124) e un precursore di CdS (solfuro di cadmio) (PR04) per la produzione di QDs che viene attivato tramite il trattamento DLP.

Il QDsLED (Figura 1) è composto da:

- Catodo in Ca-Al-Ag;
- Il materiale emissivo, composto da 80% PME124 e 20% PR04;
- Uno strato conduttivo in PEDOT [poly(3,4-ethylenedioxythiophene)];
- Anodo in ITO e vetro (ITO-Glass);
- Materiale per il confezionamento del QDsLED: vetro sulla parte superiore e resina epossidica sulla parte inferiore.

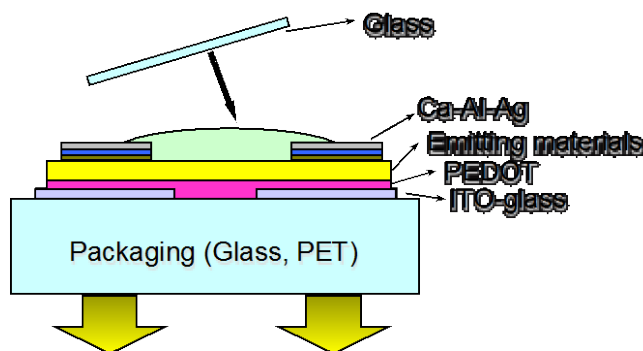


Figura 1: Schema di QDsLED

2.4 Obiettivi e campo di applicazione

Lo studio LCA è stato eseguito secondo le norme ISO 14040 e 14044 e secondo l'ILCD Handbook (ISO, 2006 a, b; EC JRC-IES, 2010). L'obiettivo dello studio è valutare le caratteristiche ambientali della produzione di un prototipo di dispositivo luminoso QDsLED utilizzato nel cruscotto delle auto, ottenuto miscelando un supporto organico con un precursore in CdS dei QDs, i quali sono attivati tramite un nuovo metodo di laserizzazione per la stampa dell'immagine, denominato "Direct Laser Micro-patterning". La funzione del sistema è la produzione di un dispositivo luminoso in QDsLED. L'unità funzionale è la produzione di QDsLED di 4 cm² con una superficie di patterning di 25 mm².

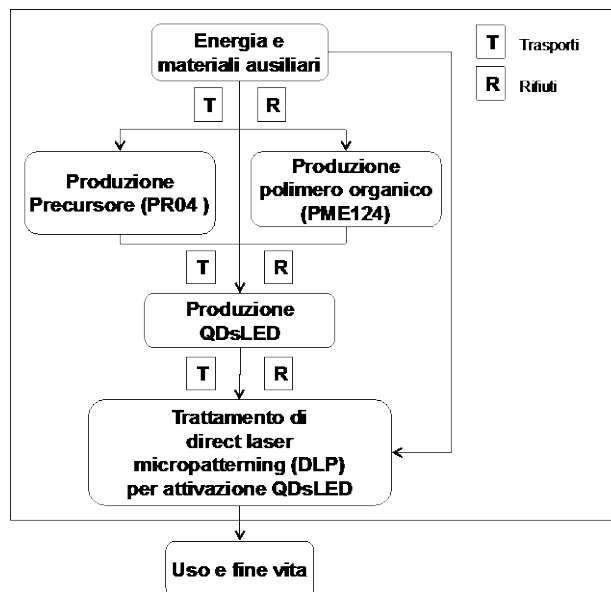


Figura 2: Confini del sistema

I confini del sistema (Figura 2) vanno dalla culla al cancello e includono: la fase di pre-manifattura, che comprende la produzione del precursore in CdS del QDs (PR04) e il polimero organico (PME124); la fase di manifattura, che comprende l'allestimento del LED e la laserizzazione per attivare i QDs. Come software per l'analisi LCA è stato utilizzato il Gabi 4.4 e per l'analisi degli impatti è stato scelto il metodo IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003).

2.5 L'inventario

I dati primari sono stati raccolti tramite questionari dai partner di LAMP e includono consumi energetici e di materie prime, trasporti e packaging delle materie prime e i rifiuti prodotti nella fase di laboratorio. Come mix energetico si è usato il mix europeo a basso voltaggio ripartito, secondo il database Ecoinvent (v.2.0,) in 29,2% di energia nucleare, 15,5% di energia idroelettrica, 50,7% di energia da combustibili fossili, 3,3% di energia da fonti rinnovabili e 1,2% di energia ricavata da rifiuti.

I processi di produzione del PR04 e del PME124 sono processi di laboratorio.

In Figura 3 è riportato lo schema di produzione del precursore, per il quale si sono utilizzati dati primari raccolti in laboratorio.

La Figura 4 mostra lo schema di sintesi del PM124; i relativi dati per la costruzione dell'inventario provengono da letteratura (Carmen et al., 2009). Nella produzione del PME124 e PR04 sono stati utilizzati diversi composti chimici, alcuni dei quali non presenti nei database commerciali. Per tali motivi perciò, la produzione di questi ultimi è stata assimilata alla produzione di materiali simili, in termini di energia e materie prime. La scelta di tali materiali è stata eseguita con l'aiuto di esperti in chimica, sulla base delle composizioni e caratteristiche dei vari composti.

In Tabella 1 sono dettagliati i composti e i materiali a loro assimilati.

Composto chimico	Composto chimico assimilato
n-BuLi	Litio
2-bromo-9,9-dimethylfluorene	Alchilbenzene
2-isopropoxy-4,4,5,5-tetramethyl-1,3,2- dioxaboro-lane	Trimetil borato
1,4-dibromo-2,3,5,6-tetrafluorobenzene	O-diclorobenzene
tetrakis(triphenylphosphino)Pd(0)	Palladio
n-esano	Esano
n-metylisatin	Nitrobenzene
PEDOT:PSS or poly(3,4-ethylenedioxythiophene) poly(styrenesulfonate)	Polistirene antiurto, HIPS
Ethylxanthate	Potassio etil xantato

Tabella 1: Composti e loro assimilati

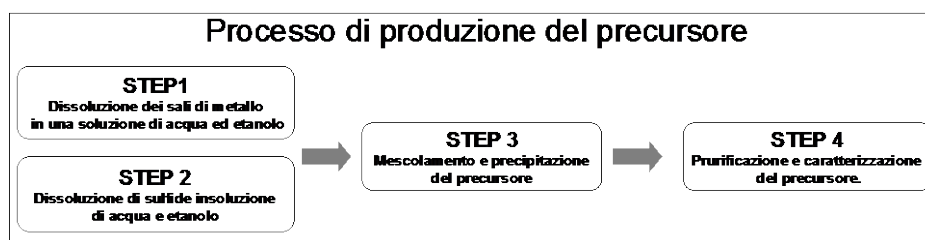


Figura 3: Flow chart della produzione del precursore PR04

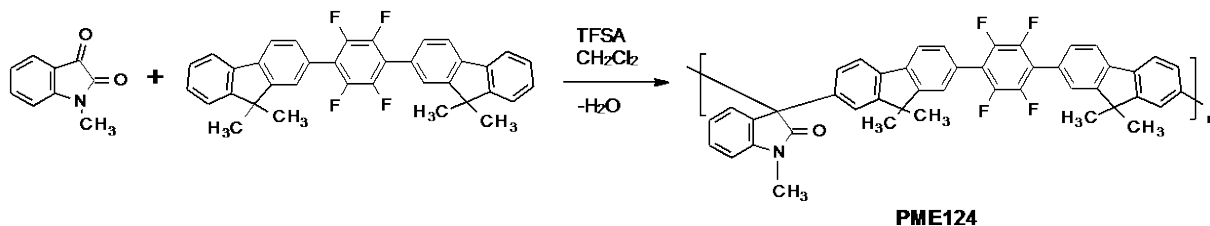


Figura 4: Sintesi del polimero PME124

I dati per la produzione del QDsLED sono stati raccolti dal Centro Ricerche FIAT (CRF); l'inventario è stato fatto considerando tutti i materiali riportati nella successiva Tabella 2 e nella precedente Figura 1.

Il processo di produzione di ITO glass, non presente nel database, è stato assimilato al processo "ITO sintered target at plant" (Ecoinvent v.2.0).

Poiché il processo di database è composto da un 60% in peso di polvere di ITO e un 40% in peso di supporto in rame, si è stabilito di utilizzare la stessa proporzione in peso per il rapporto tra polvere di ITO e vetro; inoltre si è assunto che l'energia di produzione per entrambi i materiali a parità di peso sia la stessa. Per le procedure di DLP sono stati considerati i seguenti dati primari forniti da ESKPLA, partner del progetto LAMP: consumi energetici in base al tempo di stampa del dispositivo QDsLED e l'uso di materiali ausiliari come l'azoto.

Materiali	Origine processi	Quantità	Imballaggi
Anodo (ITO-Glass)	LAMP	2,5 g	Bottiglie in plastica+ scatola in cartone
Materiale emissivo	LAMP	0,01 g	Bottiglie in plastica+ scatola in cartone
Catodo	LAMP	0,065 g	Bottiglie in plastica+ scatola in cartone
PEDOT:PSS	Ecoinvent v2.0 [RER: polystyrene, high impact, HIPS, at plant]	1 ml	Bottiglie in plastica+ scatola in cartone
Copertura sottile in vetro	Ecoinvent v2.0 [RER: flat glass coated, at plant construction]	0,17 g	
Toluene	Ecoinvent v2.0 [RER: toluene, liquid, at plant]	1 ml	Bottiglie in vetro+ scatola in cartone
Isopropanolo	Ecoinvent v2.0 [RER: isopropanol, at plantorganics]	3,14 g	Bottiglie in vetro+ scatola in cartone
Resina epossidica	Ecoinvent v2.0 [RER: epoxy resin, liquid, at plant monomers]	0,005 g	
Sapone	Ecoinvent v2.0 RER: soap, at plant [Surfactants (tensides)]	0,005 g	
Consumi elettrici	Ecoinvent v2.0 [RER: electricity, low voltage, production RER, at grid production mix]	0,09 kWh	
Trasporti	Ecoinvent v2.0 [RER: transport, lorry 3.5-7.5t, EURO5]	0,001 t*km	
	Ecoinvent v2.0 [RER: transport, barge tanker]	115,5 g	
Trattamento rifiuti	Il materiale di consumo (provette, guanti,...), incenerito in impianti per rifiuti solidi urbani. Il toluene incenerito in impianti per rifiuti pericolosi		

Tabella 2: Inventario produzione QDsLED

2.6 Risultati

I processi presi in considerazione nell'analisi dei risultati sono:

- **Stampaggio (Laser);**
- **Catodo Ca-Al-Ag (Catodo);**
- **ITO-Glass (Anodo);**
- **Materiale Emissivo (ME - PME124, PR04);**
- **Mix elettrico (EE)** per produrre QDsLED;
- **Rifiuti** (trattamento rifiuti di produzione QDsLED);
- **Altro** che include la produzione del PEDOT, dei materiali ausiliari, i trasporti e il packaging.

I risultati in Tabella 3 mostrano come i processi che maggiormente contribuiscono agli impatti siano la produzione di materiale emissivo, dell'anodo, del catodo e dell'elettricità.

La fase di normalizzazione (Figura 5), indica che le categorie più significative dal punto di vista dei potenziali impatti ambientali sono la Tossicità acquatica, l'Estrazione dei minerali e l'Acidificazione acquatica.

<i>Categorie di impatto</i>	<i>Unit</i>	QDsLED Laser	Laser	Catodo	Anodo	ME-PME1 24, PR04	EE	Rifiuti	Altro
Acidificazione acquatica	kg SO ₂ -eq	7,12E-03	1%	4%	6%	86%	2%	0%	1%
Ecotossicità acquatica	kg TEG-EQ	1,02E+03	9%	25%	14%	19%	18%	11%	3%
Eutrofizzazione acquatica	kg PO ₄ eq	2,62E-05	2%	5%	5%	79%	3%	4%	2%
Effetti cancerogeni	kg C ₂ H ₃ Cl eq to air	2,07E-03	3%	17%	55%	17%	5%	2%	1%
Riscaldamento globale 500a	kg CO ₂ eq	3,03E-01	8%	22%	18%	28%	16%	2%	5%
Radiazioni ionizzanti	Bq-C14	2,10E+01	10%	28%	18%	21%	20%	0%	2%
Occupazione del suolo	m2yr eq	2,63E-07	4%	24%	30%	21%	8%	0%	7%
Estrazione dei Minerali	MJ surplus	4,28E-02	3%	12%	56%	19%	6%	0%	2%
Effetti non cancerogeni	kg C ₂ H ₃ Cl eq to air	1,73E-02	3%	17%	53%	18%	5%	2%	1%
Energia non rinnovabile	MJ surplus	6,22E+00	8%	21%	14%	33%	16%	0%	6%
Riduzione dello strato di ozono	kg CFC-11 eq	2,13E-07	1%	2%	2%	94%	1%	0%	0%
Ossidazione fotochimica	kg C ₂ H ₄ eq	1,61E-04	2%	6%	33%	47%	3%	0%	5%
Effetti respiratori	PM 2.5 eq	7,52E-04	3%	9%	12%	70%	5%	0%	2%
Acidificazione terrestre	kg SO ₂ -eq	1,13E-02	3%	10%	16%	62%	6%	0%	3%
Ecotossicità terrestre	Kg TEG-EQ soil	2,62E+01	1%	5%	87%	3%	3%	0%	0%

Tabella 3: Caratterizzazione impatti potenziali

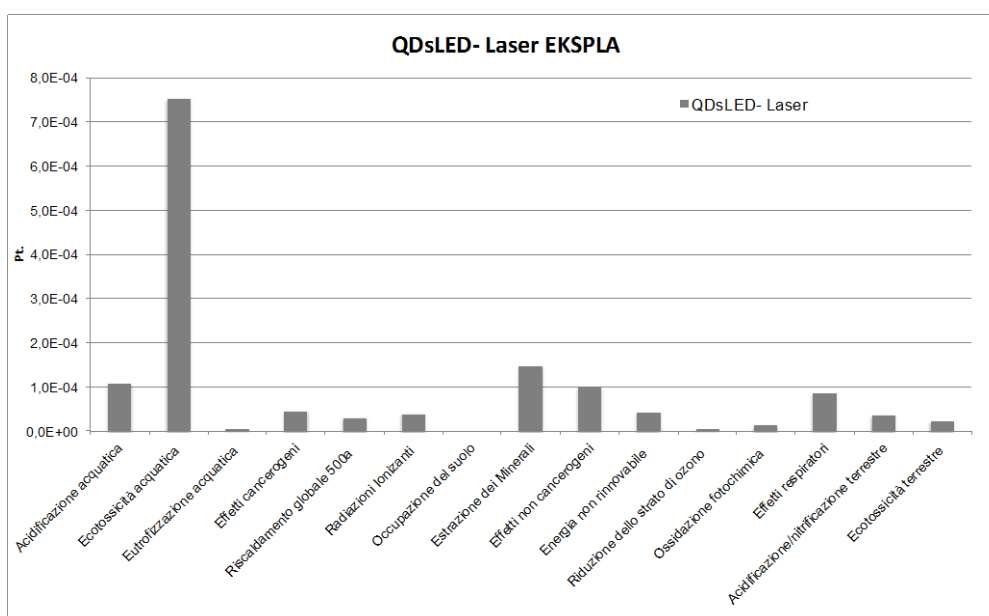


Figura 5: Normalizzazione

Sono state analizzate in dettaglio queste 3 categorie. Per quanto riguarda la Tossicità acquatica gli impatti derivano per circa l'87% dall'emissioni a lungo termine di Alluminio (III) in aria di cui il circa il 53% derivano dalla produzione di elettricità e il 13% dalla produzione di polvere di ITO; il 7% dallo smaltimento dei rifiuti di produzione del LED e il 5% dallo smaltimento in discarica dei solventi per la produzione del PME124 (esano).

Per la categoria Estrazione dei minerali, in Tabella 4 sono riportati il contributo di ciascuna sostanza sul totale e i processi che contribuiscono al consumo della sostanza stessa, sempre in percentuale sul totale.

	Total	Laser	Catodo	Anodo	ME - PME124, PR04	EE	Imballaggi
Rame	17%	2%	5%	3%	3%	4%	0%
Nichel	40%	1%	7%	12%	15%	3%	1%
Stagno	41%	0%	0%	41%	0%	0%	0%

Tabella 4: Contributo di ciascuna sostanza sul totale e per processo

Infine per la categoria Acidificazione acquatica l'impatto è dovuto per il 99% del totale alle emissioni di diossido di zolfo, che per l'83% derivano dalla produzione del Palladio.

2.7 Analisi di sensitività

Dai risultati emerge che i processi riguardanti la produzione del palladio e la produzione di ITO-glass contribuiscono in modo significativo agli impatti ambientali potenziali: il primo soprattutto nella categoria dell'Acidificazione acquatica e il secondo nella categoria della Estrazione dei minerali. Poiché entrambi i processi utilizzano dati assimilati da database, si è deciso di effettuare un'analisi di sensitività per controllare la robustezza dei risultati.

Nel caso del palladio, il peso totale del catalizzatore era stato assimilato alla produzione di palladio. Per tali ragioni l'analisi di sensitività considera solamente una quantità di palladio proporzionale al peso molecolare del tetrakis(triphenylphosphino)Pd(0) ($C_{72}H_{60}P_4Pd$). Perciò si considera nell'ipotesi "QDsLED meno Pd" di usare solo 0,018 gr di Pd invece degli 0,2 presenti nel "QDsLED-base". I risultati dell'analisi di sensitività riportano una riduzione significativa degli impatti: fino al 76% per l'Acidificazione acquatica e rispettivamente 58% e 49% per gli Effetti respiratori e l'Acidificazione terrestre mentre oscilla tra il 1% e 8% per le altre categorie di impatto. Da ciò emerge quindi come la produzione del palladio influenzi in modo sensibile la performance ambientale del QDsLED. Infatti esso è un metallo raro, la cui produzione emette circa 5884 kg di SO_2 per kg di Pd prodotto.

Per quanto riguarda l'ITO-glass, nell'analisi di sensitività si è deciso di far variare la percentuale tra polvere di ITO e vetro con tre alternative: 60% polvere di ITO e 40% in peso di vetro ("QDsLED-base"); 40% di polvere di ITO e 60% vetro in peso ("QDsLED - 40% ITO e 60% vetro"); 20% polvere di ITO 80% di vetro in peso ("QDsLED - 20% ITO e 80% vetro"). I risultati riportano per la categoria d'impatto tossicità terrestre una riduzione degli impatti del 59% nel caso del "QDsLED - 20% ITO e 80% vetro" e del 28% nel caso di "QDsLED - 40% ITO e 60% vetro", inoltre è anche evidente la riduzione per le categorie d'impatto Estrazione dei minerali ed Effetti cancerogeni, pari al 37% nel caso del "QDsLED - 20% ITO e 80% vetro" e del 18% nel caso di "QDsLED - 40% ITO e 60% vetro".

3 Conclusioni

I risultati indicano che le fasi più impattanti dal punto di vista ambientale sono la produzione del polimero PME124 e dell'ITO-Glass. In particolare, la produzione di polimero è influenzata dagli elevati consumi energetici, dall'alto consumo di solventi (per esempio l'esano utilizzato per la pulizia delle provette) e l'uso di catalizzatori al palladio. È importante sottolineare che gli impatti critici evidenziati nella fase di premanifattura, dovuti all'elevato consumo di energia e di solventi come l'esano, sono da collegare alla produzione su scala di laboratorio. Infatti queste inefficienze potrebbero essere superate nella fase di industrializzazione di questi materiali, in quanto l'uso di energia e di solventi sarebbe sicuramente ottimizzato. Invece, per quanto riguarda l'uso del tetrakis(triphenylphosphino)Pd(0), sarebbe interessante sostituirlo con un catalizzatore che non utilizzi il Pd. Al momento tuttavia, poichè non ci sono soluzioni alternative sperimentate, essa rimane una fase critica dello studio. Ciononostante, riducendo l'uso del palladio al solo valore stechiometrico, gli impatti di questo catalizzatore risultano trascurabili e inferiori all'1%. Un'ulteriore fase critica è quella della produzione di ITO-glass, come dimostrato anche dall'analisi di sensitività, in termini di produzione di polvere di ITO. Per questo motivo sarebbe opportuno considerare l'uso di un materiale alternativo per l'anodo. Ultimamente per l'anodo nuovi materiali sono in fase di studio, come F-doped SnO₂(FTO), attualmente utilizzati nei dispositivi fotovoltaici (Hu et al., 2011).

Lo studio di LCA della produzione del prototipo di QDLED ha messo quindi in luce gli elementi critici dal punto di vista ambientale. Questi risultati possono essere un punto di partenza durante la fase di ulteriore sviluppo del dispositivo luminoso, cercando quindi di migliorarne le prestazioni anche valutando dei cambiamenti sia nella preparazione del polimero organico, sia nella fase di assemblaggio.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano il supporto finanziario del Settimo Programma Quadro per il progetto LAMP (G.A. 247928) e in particolare i partner Dr. Nello Li Pira, Dr. Gediminas Raciukaitis, Dr. Sybille Allard.

4 Bibliografia

Carmen M., Hernandez G., Zolotukhin, G. A High Molecular Weight Aromatic PhOLED Matrix Polymer Obtained by Metal-Free, Superacid-Catalyzed Polyhydroxyalkylation *Macromolecules*, 42, 9225-9230, 2009

COM 38, 2004, "Incentivare le tecnologie per lo sviluppo sostenibile: piano d'azione per le tecnologie ambientali nell'Unione europea" ETAP (Environmental Technologies Action)"

COM 572, 2012 "Communication from the Commission to the European Parliament, the Council and the European Economic and Social Committee: Second Regulatory Review on Nanomaterials"

European Commission (EC) - Joint Research Centre (JRC) - Institute for Environment and Sustainability (IES): 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.

Gavankar S., Suh S., Keller. A.F., 2012, Life cycle assessment at nanoscale: review and recommendations. *Int J Life Cycle Assess*, 17:295-303

Hu Z., Liping Z., Hao Z., Hao Q., Geng X., Zhao Y., 2011. Highly efficient organic photovoltaic devices using F-doped SnO₂ anodes. *Applied Physics Letters*. Volume: 98 Issue:12.

International Organization for Standardization (ISO), 2006a. Environmental management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework. ISO 14040.

International Organization for Standardization (ISO), 2006b. Environmental management- Life Cycle Assessment- Requirements and guidelines. ISO 14044.

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

Kim Hyung Chul and Fthenakis Vasilis, 2012, Life cycle energy and climate change implications of nanotechnologies, *Journa of industrial ecology*, vol.00, n.0, Pag. 1-14

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 2013, "Environmentally sustainable use of manufactured nanomaterials, Workshop held on 14 September 2011 in Rome, Italy", *Series on the Safety of Manufactured Nanomaterials* No. 39.

REACH Regolamentoo 1907, 2006

Tsoi, K.M., Dai, Q., Alman, B.A., Chan, W.C.W., 2013, Are quantum dots toxic? Exploring the discrepancy between cell culture and animal studies, *Accounts of Chemical Research* 46 (3) , pp. 662-671

Winnik Françoise M. and Maysinger Dusica, 2012, Quantum Dot Cytotoxicity and Ways To Reduce It, *Account of Chemical Research*, 46 (3), pp 672–680

L'integrazione di Life Cycle Assessment e Water Footprint per la valutazione delle bioenergie

Pacetti T.¹, Lombardi L.² & Federici G.¹

¹ CERAFRI, Centro per la Ricerca e l'Alta Formazione per la Prevenzione dal Rischio Idrogeologico, via XI Febbraio, 55040 Retignano di Stazzema (LU) mail: tommaso.pacetti@gmail.com

² Università degli Studi Niccolò Cusano - Roma

Abstract

In questo studio sono analizzate le prestazioni ambientali della produzione di biogas da colture energetiche. Tre diversi scenari sono stati considerati, andando a variare la tipologia di coltura in ingresso al digestore. Questo studio è basato sull'integrazione delle metodologie Life Cycle Assessment (LCA) e Water Footprint (WF) in modo da poter approfondire il legame tra la produzione bioenergetica e l'acqua, che assume un ruolo chiave in quanto le risorse idriche sono spesso fattore limitante nella produzione di energia da colture energetiche. La combinazione di LCA e WF, infatti, permette una più completa valutazione della sostenibilità ambientale dell'intera filiera.

1. Introduzione

Alla base di questo studio sta il concetto di Nexus (SEI, 2011), che nasce dall'esigenza di affrontare in modo integrato la gestione di tre risorse/prodotti fondamentali nel sistema globale: acqua, energia e cibo. L'analisi delle molteplici interconnessioni tra questi tre elementi emerge come approccio chiave per raggiungere una reale sostenibilità ambientale, economica, sociale.

Questo studio analizza la produzione di biogas da digestione anaerobica di colture energetiche. La produzione di biogas è un caso di studio significativo poiché la sua diffusione, analogamente alle altre fonti di bioenergia, crea interrogativi sugli effetti ambientali, sulla competizione nel mercato alimentare nonché sul progressivo cambiamento di uso del suolo.

Lo studio della produzione di biogas, e più in generale della bioenergia, necessita quindi di strumenti che possano mettere in luce i complessi legami tra ambiente ed energia nell'intera filiera di produzione. Il Life cycle assessment (ISO 14040, 2006) è stato scelto come modello di riferimento per descrivere questa complessità. Il Life cycle assessment (LCA) però non consente una valutazione accurata dell'utilizzo delle risorse idriche, invece realizzabile con la metodologia Water Footprint (WF) (Hoekstra et al., 2011) che permette un'accurata indagine della "sostenibilità idrica" della filiera.

Casi di studio esistenti affrontano valutazioni LCA della bioenergia senza particolari riferimenti all'uso dell'acqua (Cherubini et al., 2010). Dall'altra parte esistono diversi studi sulla Water Footprint della produzione bioenergetica (Gerbens-Leenes et al., 2009) che però non ne approfondiscono le altre criticità.

2. Integrazione metodi WF e LCA

In questo studio, LCA e metodi di WF sono stati sinergicamente accoppiati per fornire un'analisi ambientale il più possibile completa della produzione di biogas.

La WF può essere considerata un'importante integrazione alla metodologia LCA. Allo stesso tempo la WF può usufruire della LCA collegando la valutazione della risorsa idrica con altri indicatori che permettano una migliore comprensione dei reali effetti ambientali lungo tutto il ciclo di vita (Boulay et al., 2013).

In particolare l'analisi WF è stata impostata per l'acqua verde (contributo dell'acqua piovana) e blu (contributo dell'acqua di superficie o di falda) la cui distinzione permette di analizzare i diversi contributi di agricoltura irrigua e pluviale. L'analisi WF è stata poi combinata con LCA, contabilizzando i flussi di "acqua blu" all'interno dell'inventario della LCA.

La WF prevede un ulteriore contributo di consumo di acqua, detta grigia, definita come il volume d'acqua necessario a diluire un inquinante fino a riportarlo al di sotto il suo valore standard di soglia. La sua stima avrebbe portato a risultati poco significativi data la grande variabilità di prodotti chimici usati in agricoltura (assunzioni diverse sul tipo di fertilizzante avrebbero portato a stime di WF totalmente diverse). Per questa ragione la WF grigia è stata sostituita con l'uso di alcuni indicatori LCA: l'indicatore relativo all'eutrofizzazione insieme all'indicatore di ecotossicità sono quelli che permettono di valutare le criticità relative all'inquinamento delle acque.

3. Definizione degli obiettivi e campo d'applicazione dello studio LCA e WF

L'analisi LCA e WF sono state applicate per la stessa filiera di produzione di biogas, considerando tre diversi scenari associati all'utilizzo di tre diversi tipi di colture energetiche (mais, sorgo e frumento). Per i tre scenari è stata ipotizzata una localizzazione rappresentativa dell'Italia centrale (Siena). Per ogni scenario si è ipotizzato un impianto di piccola taglia (< 1 MW) con una superficie media coltivata di 0.0085 ha/GJ e un sistema di digestori a doppio stadio.

La filiera produttiva è stata scomposta in tre macroprocessi: fase agricola, digestione anaerobica e conversione energetica.

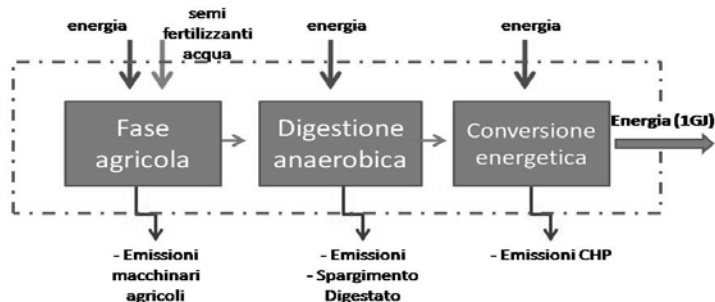


Figura 1: Confini del sistema

Per ciascuna fase sono stati analizzati, attraverso opportuna modellazione, i flussi energetici e di materie prime coinvolti, e in generale gli input ed output attraverso i confini del sistema (Life Cycle Inventory).

L'unità funzionale è stata definita come la produzione di 1 GJ di energia contenuta nel biogas generato dalla digestione anaerobica delle colture; sia i risultati del LCA (i.e. valori degli indicatori scelti) che della WF (volume di acqua) sono riferiti a questa unità.

4. Calcolo WF e analisi inventario LCA

Sia per l'analisi LCA che per la WF, è richiesta una descrizione quantitativa dei flussi in ingresso e in uscita dal sistema. Per la WF gli input e gli output sono volumi di acqua (blu o verde, come prima anticipato), per la LCA si considerano tutti i tipi di ingresso (risorse biotiche e abiotiche dell'ambiente, inclusa l'acqua) e d'uscita (emissioni in forma gassosa, solida o liquida) e i flussi energetici.

	Mais	Sorgo	Frumento	Fonti
Resa coltura	28 t sost secca /ha	28 t sost secca /ha	5 t sost secca /ha	Agrit (2012), Pecetti L. (2008), Blengini, G. A. et al. (2011), Mastroianni M (2012), Rossi L (2011)
Resa biogas	0,625 Nm ³ /kg VS	0,625 Nm ³ /kg VS	0,6 Nm ³ /kg VS	Rossi L (2011), CRPA (2008), Blengini, G. A. et al. (2011), Vindis et al (2010) M Hutňa et al (2009)
Aratura	0,19 kg diesel/GJ	0,19 kg diesel/GJ	1,11 kg diesel/GJ	elaborazioni dati Dispaa - Università di Firenze
Erpicatura	0,05 kg diesel/GJ	0,05 kg diesel/GJ	0,30 kg diesel/GJ	elaborazioni dati Dispaa - Università di Firenze
Semina	0,03 kg diesel /GJ	0,03 kg diesel /GJ	0,17 kg diesel /GJ	Arusia-3PTA (2007), Pecetti (2008)
Concimazione	N 0,43 kg/GJ, P ₂ O ₅ 0,13 kg/GJ, K ₂ O 0,52 kg/GJ	N 0,43 kg/GJ, P ₂ O ₅ 0,29 kg/GJ, K ₂ O 0,2 kg/GJ	N 2,55 kg/GJ, P ₂ O ₅ 1,02 kg/GJ, K ₂ O 1,7 kg/GJ	Arusia-3PTA (2007), Pecetti (2008), elaborazioni Dispaa, Arsia(2004)
Irrigazione	8,78 m ³ /GJ	8,65 m ³ /GJ	17,59 m ³ /GJ	Analisi WF

Tabella 1: Inventario LCA fase agricola

Nella Tabella 1 sono riassunti tutti gli elementi considerati nell'inventario LCA della fase agricola.

Per quanto riguarda l'uso di pesticidi, data la difficoltà di stimare le quantità e le tipologie usate, si è fatto riferimento allo studio di Blengini et al. (2011), in cui vengono utilizzati dati Ecoinvent 2007 e Regione Lombardia.

Per le emissioni in aria, dovute alle lavorazioni agricole, si è fatto riferimento al database Corinair (EEA, 2013).

La fase di digestione anaerobica è stata modellata con appositi bilanci di massa così da calcolare le quantità di biogas prodotto, le produzioni di digestato ed i relativi livelli di abbattimento dei solidi totali (Tabella 2) (Pacetti, 2013).

Come destino per il digestato è stato considerato l'utilizzo in agricoltura, tramite spargimento.

	<i>Input</i>	<i>Resa biogas</i>	<i>Produzione biogas</i>	<i>Energia prodotta</i>	<i>Digestato prodotto</i>	<i>% ST rimossi</i>
Mais	245,62 kg mais 436,65 kg acqua	625 Nm ³ /t SV	47.62 Nm ³	1000 MJ	25.1 kg ST 600 kg acqua	69%
Sorgo	288,71 kg sorgo 415,46 kg acqua	625 Nm ³ /t SV	47.62 Nm ³	1000 MJ	28 kg ST 620 kg acqua	66,8%
Frumento	274,75 kg frumento 448,28 kg acqua	600 Nm ³ /t SV	47.62 Nm ³	1000 MJ	31 kg ST 640 kg acqua	64,6%

Tabella 2: inventario LCA fase digestione anaerobica

Il calcolo della WF è stato realizzato secondo quanto definito da Hoekstra et al (2011), includendo solo i contributi in termini di WF blu o WF verde, escludendo la WF grigia. Per il calcolo dei volumi di acqua, relativi alla fase agricola, è stato utilizzato il modello Cropwat, sviluppato dalla FAO (Allen, 1998)

Per la fase di digestione anaerobica si è fatto riferimento ai bilanci di massa con cui è stato modellato il comportamento del digestore, al fine di stimare il volume di acqua necessario alla diluizione del substrato, fino a valori tipici di un digestore a umido (10 % di solidi totali). La WF della fase di conversione energetica è stata assunta pari a zero.

5. Risultati

Le performance ambientali della produzione di biogas sono state analizzate attraverso LCA e WF con particolare attenzione all'impatto sulle risorse idriche. Per questo è stato scelto il metodo Recipe 2008 (Goedkoop et al, 2009), per la fase di valutazione degli impatti, i cui indicatori sono riportati in Tabella 3, insieme alle corrispondenti unità di misura. Il metodo prevede infatti oltre ad uno specifico indicatore per l'utilizzo della risorsa idrica ("water depletion") diversi altri indicatori che ben si prestano a caratterizzare gli impatti relativi all'inquinamento delle acque.

L'analisi WF (Tabella 3) mostra che la fase di coltivazione è di gran lunga la più impattante sulle risorse idriche nell'intera filiera. In particolare, dallo studio del fabbisogno idrico delle diverse colture, il sorgo emerge come il meno impattante (in termini di consumo di acqua per la produzione della quantità di raccolto necessario a produrre 1 GJ di energia come biogas). Inoltre la WF permette di distinguere tra le diverse tipologie di risorsa utilizzata: emerge come il frumento, pur essendo la coltura più idroesigente, sfrutti maggiormente l'acqua verde rispetto alle altre colture.

	Mais (m ³ /GJ)			Sorgo (m ³ /GJ)			Frumento (m ³ /GJ)		
	WF verde	WF blu	totale	WF verde	WF blu	totale	WF verde	WF blu	totale
Fase agricola	6.57	9.21	15.78	5.67	9.12	14.79	52.55	18.04	70.59
Digestione anaerobica	0	0.437	0.437	0	0.47	0.47	0	0.45	0.45
Conv. En.	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabella 3: Risultati WF

L'analisi LCA mostra che la filiera nel suo insieme ha impatti negativi (i.e. performance ambientali positive) per quasi tutti gli indicatori, esclusi la "water depletion" (che però contabilizza solo l'acqua blu e sottolinea l'importanza dell'analisi WF) e l'"eutrophication", a sottolineare la criticità rappresentata dall'utilizzo dell'acqua. I valori negativi degli indicatori sono dovuti agli impatti evitati associati alla sostituzione da parte del biogas di fonti di approvvigionamento energetico, termico ed elettrico, tradizionale i cui impatti sono modellati facendo riferimento al mix energetico nazionale caratterizzato nel database Ecoinvent (Electricity, low voltage, at grid/IT e Heat, light fuel/RER) ed altrimenti sarebbero positivi (Tabella 4a 4b).

Categoria d'impatto	Unità	Mais	Sorgo	Frumento
Climate change	kg CO ₂ eq	-9.93E+01	-1.00E+02	-7.59E+01
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	-1.02E-05	-1.03E-05	-7.33E-06
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-1.81E+01	-1.84E+01	-1.39E+01
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-1.88E-01	-1.89E-01	-5.29E-02
Particulate matter formation	kg PM10 eq	-6.87E-02	-7.12E-02	-1.08E-02
Ionising radiation	kg U235 eq	-1.15E+01	-1.16E+01	-9.36E+00
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-3.28E-01	-3.37E-01	-1.71E-01
Freshwater eutrophication	kg P eq	3.20E-02	1.04E-02	1.59E-01
Marine eutrophication	kg N eq	-7.53E-03	-9.70E-03	3.56E-02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-2.07E-02	-2.15E-02	-1.95E-03
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-3.04E-01	-3.08E-01	-2.17E-01
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-4.31E-01	-4.41E-01	-3.26E-01
Agricultural land occupation	m ² a	-1.28E-01	-1.66E-01	3.81E+00
Urban land occupation	m ² a	-1.88E-01	-1.92E-01	-4.63E-02
Natural land transformation	m ² a	-3.20E-02	-3.23E-02	-2.44E-02
Water depletion	m ³	8.55E+00	8.40E+00	1.76E+01
Metal depletion	kg Fe eq	-2.43E+00	-2.50E+00	-1.51E+00
Fossil depletion	kg oil eq	-3.29E+01	-3.33E+01	-2.47E+01

Tabella 4a: Risultati LCA (con impatti evitati)

Categoria d'impatto	Unità	Mais	Sorgo	Frumento
Climate change	kg CO ₂ eq	1.41E+01	1.34E+01	3.76E+01
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	1.48E-06	1.34E-06	4.31E-06
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2.97E+00	2.69E+00	7.19E+00
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	5.33E-02	5.25E-02	1.88E-01
Particulate matter formation	kg PM10 eq	2.48E-02	2.22E-02	8.27E-02
Ionising radiation	kg U235 eq	1.91E+00	1.84E+00	4.05E+00
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	7.52E-02	6.62E-02	2.33E-01
Freshwater eutrophication	kg P eq	5.30E-02	3.15E-02	1.80E-01
Marine eutrophication	kg N eq	4.95E-03	2.79E-03	4.81E-02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2.13E-03	1.33E-03	2.09E-02
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	5.35E-02	4.92E-02	1.41E-01
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	6.61E-02	5.68E-02	1.71E-01
Agricultural land occupation	m ² a	3.39E-01	3.02E-01	4.27E+00
Urban land occupation	m ² a	6.22E-02	5.83E-02	2.04E-01
Natural land transformation	m ²	3.65E-03	3.28E-03	1.12E-02
Water depletion	m ³	8.86E+00	8.71E+00	1.79E+01
Metal depletion	kg Fe eq	4.66E-01	3.95E-01	1.38E+00
Fossil depletion	kg oil eq	4.79E+00	4.43E+00	1.31E+01

Tabella 4b: Risultati LCA (senza impatti evitati)

Analizzando poi le sotto fasi della filiera si evidenzia come la fase di coltivazione sia la maggiore fonte di impatti, specialmente a causa delle fasi di aratura, irrigazione e dell'utilizzo dei fertilizzanti. Il sorgo si conferma come coltura meno impattante, seguito dal mais (leggermente peggiore) e il frumento (largamente il più impattante). Combinando questi risultati con le valutazioni emerse dall'analisi WF, il sorgo rappresenta quindi la coltura più sostenibile nella filiera del biogas.

Un'analisi di sensitività è stata effettuata sui parametri dello studio su cui era più incertezza: in particolare la resa culturale, l'efficienza in fase di conversione energetica. Nel primo caso ad una riduzione del 28% della resa corrisponde una riduzione degli impatti evitati dell'intera filiera (e.g. aumento indicatore climate change del 3.3%).

Nel caso dell'efficienza di conversione è stato simulato uno scenario in cui la componente termica della cogenerazione non sia sfruttata: in questo caso si registra un generale decremento delle prestazioni ambientali con particolare criticità per indicatori quali il climate change (impatto negativo ridotto del 79,1%)

6. Conclusioni

L'analisi dei risultati di questo studio mostra i vantaggi dell'integrazione dei due metodi LCA e WF. Considerando che la WF analizza nel dettaglio l'utilizzo delle risorse idriche, mentre l'LCA analizza un più ampio range di impatti sull'ambiente, creare sinergie tra i due metodi può aiutare a realizzare analisi più complete.

La WF permette di valutare l'acqua coinvolta nei processi da un punto di vista di gestione della risorsa, includendo tipologie di utilizzo, i.e. la WF verde, che non sono incluse nell'analisi LCA.

I risultati mostrano che la produzione di biogas da colture energetiche è fortemente impattante sulle risorse idriche; in particolare il frumento è la coltura più idroesigente ma anche sorgo e mais quella hanno importanti fabbisogni idrici. Quindi, in zone con alti valori di stress idrico, l'intera filiera è da considerarsi non sostenibile.

D'altro canto la LCA fornisce molte categorie di impatto che permettono di analizzare nel dettaglio le problematiche relative alla qualità dell'acqua, oltre ai molti altri carichi ambientali. I risultati mostrano impatti negativi, dovuti agli impatti evitati nel non utilizzo di fonti energetiche tradizionali, ma sottolineano la criticità nell'utilizzo della risorsa idrica.

Attualmente le due metodologie presentano alcune differenze che devono necessariamente essere superate per raggiungere una totale integrazione. La ricerca sta lavorando in questa direzione, come dimostra il lavoro di Pfister e il suo tentativo di introdurre una WF pesata come categoria di impatto nel metodo LCA (Pfister et al., 2009). Questo tipo di analisi integrata rappresenta il cuore della prospettiva individuata col concetto di Nexus, che evidenzia la necessità di trovare soluzioni che includano i profondi legami tra settori solitamente considerati separati tra di loro.

7. Bibliografia

Adani et al (2008), I fattori che rendono ottimale la razione per il digestore. Informatore agrario. Available at <http://aida.casaccia.enea.it/aida/file/RazioniDigestore.pdf>

AGRITEC (2012), Cereali autunno-vernini, statistiche agronomiche di superficie resa e produzione, SI

Allen et al (1998) Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56

Araldi et al (2012), Biomasse vincenti. Intersezioni 2012. Available at: http://www.intersezioni.eu/public/art_284/21%20Agroenergie%20Araldi.pdf

Arsia 2004, Le colture dedicate ad uso energetico: il progetto Bioenergy Farm, LCD srl, Firenze

- Arusia- 3A PTA (2007). Manuale di corretta prassi per la produzione integrata del sorgo. Progetto per la valorizzazione delle produzioni agro-alimentari Umbre. Perugia, Italy: 3a PTA; 2007a, Available at: <http://www.parco3a.org/pdf/Manuali/MCPPSorgo.pdf>
- Arusia- 3A PTA (2007). Manuale di corretta prassi produttiva per il mais. Progetto per la valorizzazione delle produzioni agro-alimentari Umbre. Perugia, Italy: 3° PTA; 2007b, Available at: <http://www.parco3a.org/pdf/Manuali/MCPPSorgo.pdf>
- Blengini, G. A. et al. (2011). LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability. *Resources, Conservation and Recycling*, 57, 36-47. 174
- Boulay et al 2013 Complementarities of Water-Focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment. *Environmental science and technology*
- Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. *Bioresource technology*, 102(2), 437-451.
- CRPA (2008), Biogas: L'analisi di fattibilità tecnico economica, Available at: http://www.crpa.it/media/documents/crpa_www/Pubblicazi/OpuscoliC/Archivio_2008/CRPA_4_2008_ultima_versione.pdf
- Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A. Y., Van der Meer, T. H. (2009). The water footprint of bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(25), 10219-10223.
- Giovanardi R. (2012) il sorgo da biomassa e la barbabietola metanigena: il loro impiego nella digestione anaerobica. Available http://www.kws.it/global/show_document.asp?id=aaaaaaaaaamkmpo
- Goedkoop M. et al (2009) ReCiPe 2008 - Report I: Characterisation.
- Hutňan M. et al (2009), Biogas Production from Maize Grains and Maize Silage *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 19, No. 2 (2010), 323-329
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. and Mekonnen, M.M. (2011) The water footprint assessment manual: Setting the global standard, Earthscan, London, UK.
- ISO 14040 (2006). Environmental management: life cycle assessment, principles and guidelines. Geneva: International Organization for Standardization; 2006
- Marchetti, R. et al 2011. Mineral nitrogen dynamics in soil during sugar beet and winter wheat crop growth. *Europ. J. Agronomy* 35. 13–21.
- Mastrorilli M (2012) Potenzialità produttive del sorgo da fibra nel Meridione, Cra-Sca. Available at http://www.progettobiomasse.it/it/pdf/seminari/11_ore14_bis.pdf
- Morrison, J., Schulte, P., Schenck, R., 2010. Corporate Water Accounting, Methods and Tools for Measuring Water Use and Its Impacts. United Nations Environment Programme, United Nations Global Compact, Pacific Institute.
- Pacetti T. (2013) Water-Energy Nexus: the case of biogas production from energy crops evaluated by Water Footprint and LCA methods. Tesi di laurea in Ingegneria per l'ambiente e il territorio, Facoltà di Ingegneria. Università degli studi di Firenze anno accademico 21012/2013
- Pecetti L. (2008), Il mais, Available at: www.diprove.unimi.it/agronomy/corso_dr_pecetti/slides12.pdf
- Pfister et al (2009) Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4098-4104.
- Rossi L (2011) I substrati per la digestione anaerobica: effluenti zootecnici, sottoprodotti agroindustriali e colture dedicate, CRPA. Available at http://www.crpa.it/media/documents/SEBE/Divulgazione/Corso_23_3_2011_Medicina/Rossi_matrici_Medicina_23_3_2011.pdf
- SEI (Stockholm environment institute), 2011, Understanding the Nexus Background paper for the Bonn2011 Nexus Conference
- Vindis P. et al (2010), Anaerobic digestion of maize hybrids for methane production, *Journal of Achievements in Materials and Manufacturing Engineering* 40/1 (2010) 87-94.

Analisi ambientale comparativa tra tecnologia fotovoltaica ed eolica

Autori: L. Zanchi¹, L. Lombardi², E. Carnevale¹

¹ Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Firenze,
via Santa Marta 3, 50139 Firenze, Italia

² Università degli Studi Niccolò Cusano - Roma

laura.zanchi@unifi.it, lidia.lombardi@unicusano.it

Abstract

La metodologia Life Cycle Assessment è stata usata in questo studio per confrontare gli impatti ambientali connessi alla produzione di un'unità di energia elettrica tramite fonti rinnovabili. In particolare sono stati messi a confronto quattro tipologie di impianti fotovoltaici, basati su diversi tipi di pannelli, e una tipologia di turbina eolica. Queste tecnologie risultano essere molto diffuse nel territorio italiano grazie ad una presenza consistente delle risorse. I risultati dimostrano che in generale la tecnologia fotovoltaica a film sottile e la turbina eolica presentano i profili ambientali migliori. Nonostante una migliore efficienza, gli impianti al silicio sono caratterizzati da un impatto molto alto in fase di produzione. In accordo con gli ultimi sviluppi tecnologici, ampi margini di miglioramento sono visibili se si considera uno scenario di fine vita caratterizzato dal riciclo del silicio e dei materiali metallici.

1. Introduzione

La produzione di energia da fonti rinnovabili è considerata dagli Stati come uno strumento strategico per un approvvigionamento energetico sicuro, affidabile e accessibile dal punto di vista economico nei settori elettrico, termico e trasporti (IRENA, 2012). Oltre a questo, le fonti rinnovabili sono fondamentali per il raggiungimento degli obiettivi che, a livello europeo, gli Stati Membri si sono dati nell'ambito del pacchetto "Clima Energia 20-20-20" (GSE, 2013). Ciascuno Stato membro, in accordo con la Direttiva 2009/28/EC, è chiamato a redigere il Piano di Azione Nazionale per le Energie Rinnovabili (PAN) in cui sono fissati gli obiettivi nazionali, le strategie e gli strumenti per raggiungere tali obiettivi. In Italia il PAN, adottato nel giugno 2010, inserisce le rinnovabili in un quadro ampio di sviluppo di una strategia energetica nazionale ambientalmente sostenibile che porti al soddisfacimento del 17% del fabbisogno energetico nazionale con le fonti rinnovabili (comprensivo dei tre settori). Nel 2011 è stato raggiunto l'11.5%; in particolare la produzione elettrica ha toccato il 24.3% proviene da fonti rinnovabili contro l'obiettivo del 26.4% (SIMERI, 2013). I contributi delle varie fonti rinnovabili sono così distribuiti: 13.5% idroelettrico, 3.2% solare, 3.1% bioenergie, 2.9% eolico e 1.6% geotermico (GSE, 2011).

In Italia, la crescita annua degli impianti alimentati da fonti rinnovabili, soprattutto parchi eolici, impianti alimentati con bioenergie e i fotovoltaici, è molto alta. I principali responsabili di questa crescita sono da un lato il sistema d'incentivazione (soprattutto per quanto riguarda il fotovoltaico) e dall'altro il forte incremento tecnologico sia in termini di affidabilità che di competitività economica (GSE, 2011).

Sono sempre più gli indicatori che sono proposti per quantificare e confrontare vantaggi e svantaggi delle varie tecnologie rinnovabili. Molti degli indicatori che si trovano in letteratura vanno nella direzione di evidenziare la capacità delle rinnovabili di abbattere le emissioni di anidride carbonica e di sostituire le fonti fossili. L'assenza di emissioni prodotte durante la loro fase di funzionamento ha portato l'attenzione verso una valutazione basata su un approccio di "ciclo di vita" (life cycle thinking approach), che permetta quindi di esaminare le loro prestazioni includendo anche le fasi di produzione, installazione e smaltimento.

In questo studio la metodologia dell'Analisi del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment-LCA), è usata per confrontare le prestazioni ambientali di fotovoltaico ed eolico, tecnologie ampiamente diffuse nel territorio italiano e con forti sviluppi futuri.

2. Definizione dell'obiettivo, unità funzionale e confini del sistema

L'obiettivo di questo studio è di confrontare, tramite la metodologia LCA, le seguenti tipologie di impianti:

- impianto fotovoltaico con modulo al Silicio Monocristallino (FV mono-Si) (efficienza 14.9%, 245 Wp e superficie 1.64 m²);
- impianto fotovoltaico con modulo al Silicio Policristallino (FV multi-Si) (efficienza 14.9%, 245 Wp e superficie 1.64 m²);
- impianto fotovoltaico con modulo al CdTe (FV CdTE) (efficienza 12.2%, 87.5 Wp e superficie 0.72 m²);
- impianto fotovoltaico con modulo CIS (FV CIS) (efficienza 12.6%, 135 Wp e superficie 1.07 m²);
- impianto eolico con turbina micro-eolica (EO) (tripala con diametro rotore di 6.37 m, velocità cut-in 4.1 m/s, velocità nominale 12 m/s, velocità cut-off 24 m/s, potenza 5 kW).

L'efficienza del sistema elettrico (BOS-Balance of System) è stata assunta pari a 85% per tutti gli impianti fotovoltaici (EPIA, 2011). È stata fissata una durata di vita degli impianti di 20 anni e di 15 anni per l'inverter.

Scopo dello studio è quantificare e confrontare l'impatto ambientale che tali tecnologie generano durante il loro ciclo, individuando quella che produce il minor impatto in riferimento all'unità funzionale di 1 kWh di energia elettrica.

3. Analisi di inventario

Per quanto riguarda la turbina micro-eolica, i dati di inventario sono stati raccolti presso l'azienda costruttrice, mentre per gli impianti fotovoltaici i dati provengono da fonti di letteratura specificate in seguito.

3.1. Estrazione materie prime e produzione componenti

In Tabella 1 sono riportati i principali elementi che compongono l'impianto eolico e l'inventario dei materiali coinvolti, insieme ai processi ecoinvent 2.2. Gli impianti fotovoltaici sono principalmente costituiti dal modulo e dal BOS (sistema di montaggio e supporto su tetto, inverter e cavi elettrici). Sono stati utilizzati dati di letteratura riguardanti sia le quantità di materiali sia le fasi di lavorazione e assemblaggio dei componenti. Per motivi di sintesi, in Tabella sono riportati solo le sotto fasi considerate e le fonti da cui sono stati estrapolati i dati.

3.2. Installazione e manutenzione

Per l'impianto eolico, sono state considerate le operazioni di scavo (4 m³_{terra}) per preparare la fondazione per il posizionamento del basamento in calcestruzzo, il trasporto e l'assemblaggio dell'impianto eolico e la sostituzione di un inverter. Nel caso degli impianti fotovoltaici sono stati inclusi il consumo di energia elettrica per le operazioni di montaggio (0.018 kWh/m²), la sostituzione di un inverter e il consumo di acqua per la pulizia periodica dei moduli (20 kg/(m²*anno)) (Jungbluth et al., 2009).

Componenti impianto eolico	Materiale	Quantità	Unità	Processo Ecoinvent
Alternatore	Lega in alluminio	133	kg/turbina	Aluminium, production mix, wrought alloy, at plant/RER U
Pale	Fibra di vetro	83	kg/turbina	Glass fibre reinforced plastic, polyester resin, hand lay-up, at plant/RER U
Meccanica di attacco pale/alternatore	Lega in alluminio	83	kg/turbina	Aluminium, production mix, wrought alloy, at plant/RER U
Torre 9 metri	Acciaio	500	kg/turbina	Steel, low-alloyed, at plant/RER U
Cavi elettrici	Rame	80	kg/turbina	Copper, at regional storage/RER U
Resistenza frenatura	Lega in alluminio	20	kg/turbina	Aluminium, production mix, wrought alloy, at plant/RER U
Controller	Lega in alluminio	8	kg/turbina	Aluminium, production mix, wrought alloy, at plant/RER U
Inverter	Acciaio, alluminio, rame	33	kg/turbina	Vedi processi precedenti
Basamento	Calcestruzzo	2500	kg/turbina	Concrete, sole plate and foundation, at plant/CH U 1m3

Tabella 1: Inventario materiali e fasi di lavorazione dei componenti dell'impianto eolico

3.3. Funzionamento

Per quanto riguarda la fase di funzionamento, è stato ipotizzato che gli impianti siano installati nella stessa area geografica (centro Italia). I dati per la stima della disponibilità di risorsa sono stati ricavati dall'Atlante Eolico Interattivo italiano (ATLAEOLICO, 2013) da cui si è ricavato un valore medio di producibilità pari a 1750 kWh/kW per l'impianto eolico; mentre la produzione di energia elettrica dagli impianti fotovoltaici si basa su un irraggiamento medio di 1561 kWh/(m²*anno) ricavato da ENEA (2013).

La produzione elettrica annua dell'impianto eolico è 8750 kWh/anno, costante durante la durata di vita. Nel caso degli impianti fotovoltaici è stato invece considerato un decadimento dell'efficienza (fino al 90% entro i primi dieci anni e fino al 80% nei successivi dieci anni) in accordo con quanto espresso sulle schede tecniche dei moduli. Si riporta perciò il valore di produzione elettrica totale dei 20 anni di vita: 5877 kWh (FV mono-Si), 5877 kWh (FV multi-Si), 2113 kWh (FV CdTe) e 3245 kWh (FV CIS). L'energia elettrica prodotta da tali impianti è stata considerata come energia sostitutiva all'energia prodotta tramite l'attuale mix energetico italiano (ecoinvent 2.2).

3.4. Fine vita

Data l'elevata incertezza riguardante l'effettivo destino dei materiali, soprattutto per quanto riguarda la tecnologia fotovoltaica, si è scelto di ipotizzare due diversi scenari di fine vita. Nel primo scenario, denominato 'scenario base', sono stati considerati solo gli impatti generati dallo smantellamento, dai trasporti e dallo smaltimento in discarica.

Nel secondo scenario, denominato 'scenario futuro', la maggior parte dei materiali è invece avviati a riciclo. Nel caso degli impianti fotovoltaici, alle operazioni di smantellamento (consumo elettrico 0.018 kWh/m²), segue il riciclo dei principali materiali (alluminio, vetro, rame, acciaio, silicio). I processi di riciclo dei pannelli, costituiti da trattamenti meccanici e fisico-chimici, sono stati simulati attraverso i seguenti consumi di energia elettrica: 0.58 kWh/Wp per i moduli al silicio (Müller et al., 2006), 9.6 kWh/m² per i moduli a film sottile (Held et al., 2009).

Componenti impianto	Sotto fasi di "estrazione materie	Fonte

fotovoltaico		prime e produzione moduli"	
Modulo mono-Si		Produzione silicio SG	(Fthenakis et al., 2011a).
		Produzione wafer mono-Si	(Fthenakis et al., 2011a).
		Produzione celle	(Fthenakis et al., 2011a).
		Assemblaggio modulo	(Fthenakis et al., 2011a).
Modulo multi-Si		Produzione silicio SG	(Fthenakis et al., 2011a).
		Produzione wafer multi-Si	(Fthenakis et al., 2011a).
		Produzione celle	(Fthenakis et al., 2011a).
		Assemblaggio modulo	(Fthenakis et al., 2011a).
Modulo CdTe		Produzione modulo	(Fthenakis et al., 2011a).
Modulo CIS		Produzione modulo	(Raugei et al., 2007).
BOS	Inverter	Produzione e assemblaggio componenti elettrici	(Jungbluth et al., 2009).
	Cavi elettrici	Produzione e assemblaggio	(Fthenakis and Kim 2011b).
	Struttura supporto	Lavorazione acciaio e alluminio	(de Wild-Scholten et al., 2006).

Tabella 2: Inventario sotto fasi di produzione dei componenti degli impianti fotovoltaici.

Per l'impianto eolico il secondo scenario include la rimozione delle fondazioni e il loro smaltimento in discarica, il riciclo di acciaio, alluminio e rame dei principali componenti della turbina e lo smaltimento in discarica della fibra di vetro (Vestas, 2011) (Kabir et al., 2012).

Per quanto riguarda i trasporti dal sito di produzione a quello d'installazione, sono state considerate le distanze pari a 250 km e 3000 km, rispettivamente, per l'impianto eolico e gli impianti fotovoltaici.

4. Valutazione degli impatti

In Tabella 3 sono riportati i valori degli impatti delle tecnologie studiate con riferimento alle categorie considerate dal metodo Eco-Indicator '95 (PRé Consultants, 1995). Come si osserva la maggior parte dei valori hanno segno negativo indicando che gli impatti evitati per la produzione di energia sono maggiori degli impatti effettivamente emessi durante le altre fasi. Il confronto tra gli impatti delle tecnologie dimostra che i valori migliori (evidenziati in grigio) sono distribuiti tra le varie tecnologie secondo la categoria considerata.

Categoria d'impatto	Unità	FV mono-Si	FV multi-Si	FV CdTe	FV CIS	EO
Effetto serra	kg CO ₂	-4.9E-01	-5.1E-01	-5.4E-01	-5.4E-01	-5.4E-01
Riduzione Ozono stratosferico	kg CFC11	-3.9E-08	-4.1E-08	-4.2E-08	-4.3E-08	-4.3E-08
Acidificazione	kg SO ₂	-2.5E-03	-2.5E-03	-2.5E-03	-2.5E-03	-2.5E-03
Eutrofizzazione	kg PO ₄	-3.3E-04	-3.8E-04	-4.4E-04	-4.9E-04	-4.7E-04
Metalli Pesanti	kg Pb	-2.4E-06	-3.3E-06	-7.8E-07	-4.2E-06	-9.7E-07
Effetti Cancerogeni	kg B(a)P	-1.8E-08	-1.8E-08	-2.1E-08	-1.9E-08	2.1E-08
Pesticidi	kg act.subst	0	0	0	0	0
Smog estivo	kg C ₂ H ₄	-7.8E-05	-7.9E-05	-8.1E-05	-8.2E-05	-7.6E-05
Smog invernale	kg SPM	-1.8E-03	-1.8E-03	-1.8E-03	-1.8E-03	-1.8E-03
Energia primaria	MJ LHV*	-8.4E+00	-8.6E+00	-9.2E+00	-9.3E+00	-9.3E+00
Residui solidi	kg	5.6E-03	5.7E-03	1.3E-02	1.1E-02	2E-02

Tabella 3: Valori degli impatti ambientali delle tecnologie analizzate (Eco-Indicator '95) ('scenario base' di fine vita)(* LHV: Lower Heating Value)

Tuttavia l'impianto FV CIS e l'impianto EO sono quelli che registrano il maggior numero di dati favorevoli. Per poter meglio confrontare tra loro gli impatti delle tecnologie è necessario analizzare il contributo che le varie fasi di vita hanno sul valore finale. Per motivi di brevità si riporta di seguito solo l'analisi di dettaglio riferita alle categorie 'effetto serra' e 'energia primaria'.

Il grafico di Figura 1 illustra il contributo delle fasi di vita alla categoria 'effetto serra' (è escluso il contributo della fase di funzionamento pari a $-0.561 \text{ kgCO}_2/\text{kWh}$ e uguale per tutte le tecnologie). Come si osserva le tecnologie fotovoltaiche al silicio sono quelle con un maggior impatto, in particolare l'impianto FV mono-Si risulta quella con l'impatto più alto. L'impianto EO e quello FV CIS registrano il valore più basso. L'estrazione del silicio e la produzione del modulo, risultano essere le fasi più critiche per gli impianti fotovoltaici. Per l'impianto eolico la produzione della turbina e della torre, costituite da un'elevata quantità di metalli, è la fase più impattante. Per quanto riguarda gli impianti fotovoltaici a film sottile (CdTe e CIS), la fase più rilevante risulta quella di produzione del modulo, comprensiva anche della produzione dei materiali conduttori. In generale il contributo dei trasporti e dell'installazione risultano trascurabili se confrontati a quello della fase di produzione. Nel grafico non è riportata la fase di 'fine vita' poiché il suo contributo risulta trascurabile rispetto a tutte le altre fasi.

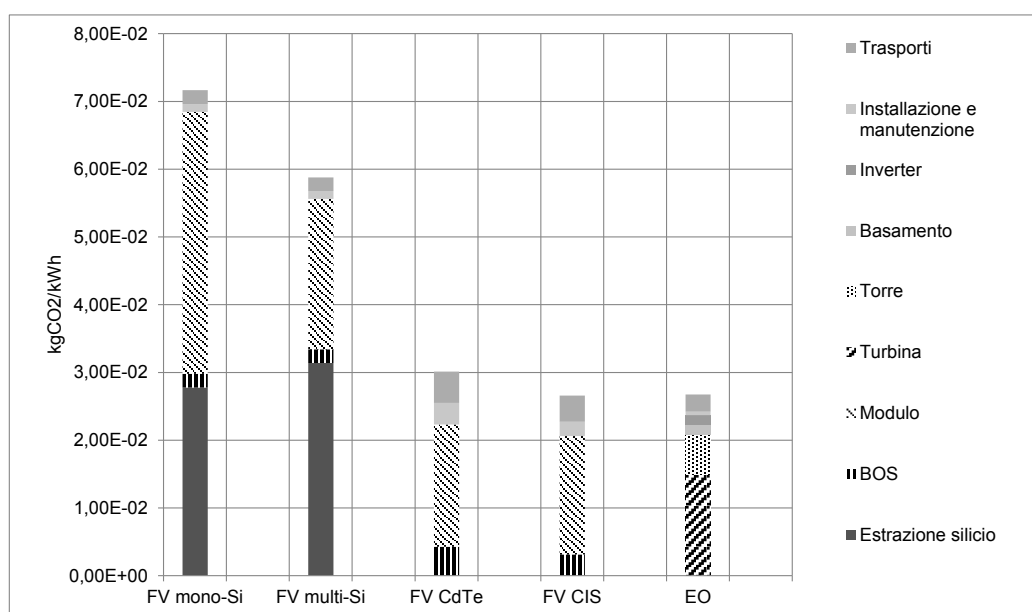


Figura 1: Contributo delle fasi di produzione, installazione e manutenzione, trasporti alla categoria 'effetto serra' ('scenario base' di 'fine vita')

L'analisi del contributo delle fasi e sotto fasi alla categoria 'energia primaria' conferma che l'impatto maggiore è registrato dall'impianto FV mono-Si (1.36 MJ LHV/kWh), seguito dall'impianto FV multi-Si (1.11 MJ LHV/kWh), dall'impianto FV CdTe (0.50 MJ LHV/kWh), dall'impianto fotovoltaico CIS (0.47 MJ LHV/kWh) e infine da quello eolico (0.45 MJ LHV/kWh). Anche la distribuzione dei contributi delle varie fasi risulta abbastanza simili a quella osservata per la categoria 'effetto serra'. Tuttavia risulta ancora più evidente che la fase di estrazione del silicio da sola contribuisce con un valore maggiore del valore complessivo delle altre tecnologie. Il contributo dei trasporti per le tecnologie fotovoltaiche a film sottile risulta in questo caso più evidente, tuttavia sempre inferiore rispetto alle fasi di produzione. Per quanto riguarda l'impianto eolico, le produzioni di turbina e torre risultano essere anche in questo caso le più rilevanti.

Nel caso dello 'scenario futuro' per la fase di fine vita si osserva che i migliori valori registrati si spostano a favore della tecnologia fotovoltaica in particolare quella al silicio.

Per brevità non si riporta la tabella con tutti i valori degli indicatori; tuttavia, per capire il contributo che la fase di fine vita ha rispetto al dato finale, basta osservare il grafico in Figura 2 in cui sono riportati i contributi delle sotto fasi all'impatto 'effetto serra'. In primo luogo si osserva che la fase di fine vita ha un segno negativo per tutte le tecnologie, ciò significa che l'impatto prodotto dalle operazioni di pre-trattamento e riciclo sono nettamente inferiori rispetto agli impatti evitati dovuti alla sostituzione di materia prima vergine. In secondo luogo si osserva che sia per le tecnologie fotovoltaiche al silicio che per la tecnologia eolica l'impatto evitato per il riciclo dei materiali è numericamente confrontabile all'impatto prodotto in fase di produzione indicando i notevoli vantaggi ambientali ottenibili. Tuttavia anche nel caso dell'eolico si può affermare che il riciclo dei metalli (alluminio, acciaio) permette di ottenere notevoli benefici ambientali.

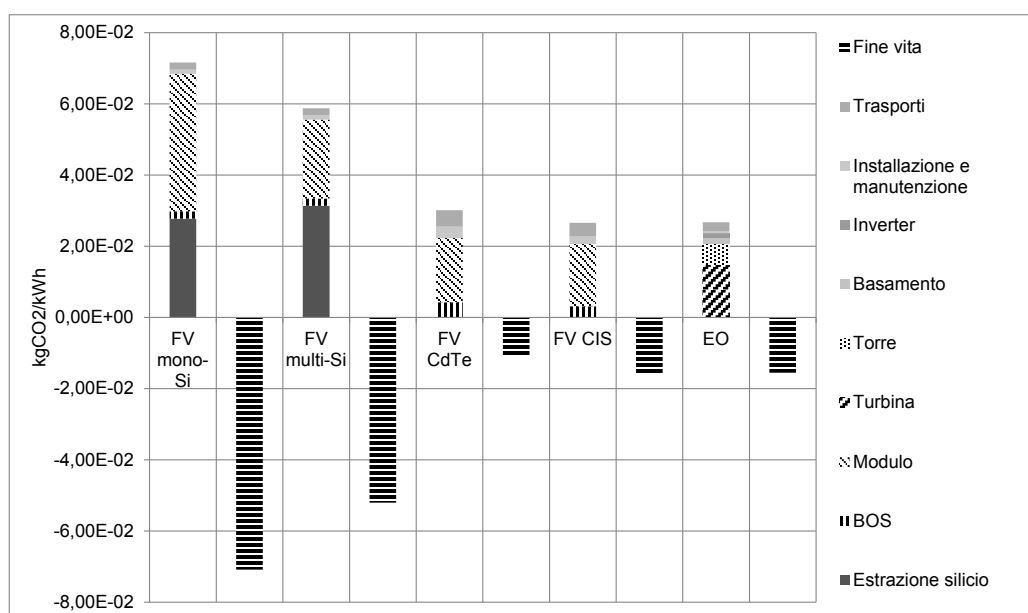


Figura 2: Contributo delle fasi di produzione, installazione e manutenzione, trasporti alla categoria 'effetto serra' ('scenario futuro' di 'fine vita')

5. Conclusioni

Questo studio ha permesso di confrontare gli impatti ambientali prodotti dal ciclo di vita delle tecnologie fotovoltaiche ed eolica. I risultati dimostrano che l'impianto FV CIS e quello eolico presentano i migliori dati per gli indicatori considerati. Un'analisi di dettaglio sulle categorie 'effetto serra' e 'energia primaria' evidenzia che la fase di produzione è quella nettamente più onerosa in termini di impatti.

Rispetto alla categoria 'effetto serra' l'estrazione del silicio ha un contributo paragonabile al valore totale di impatto delle altre tecnologie. Uno scenario di fine vita caratterizzato dallo smaltimento finale in discarica di tutti i materiali non presenta un contributo rilevante sui vari indicatori, se confrontato a quello della fase di produzione. Se invece si applica uno scenario con riciclo dei principali materiali, si osserva che gli impatti evitati per il riciclo dei materiali sono numericamente confrontabili agli impatti effettivamente emessi durante le altre fasi. Questo è vero per tutti gli impianti, ma in particolare quelli al silicio. In generale gli impatti evitati connessi alla produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile riescono a superare gli impatti prodotti durante le altre fasi di vita.

6. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto PRIN (Programmi di Ricerca Scientifica di Rilevante Interesse Nazionale), anno 2009, "Analisi tecnica, tecnologia e ambientale di scenari di applicazione di fonti rinnovabili e di recupero di energia dai rifiuti", co-finanziato dal Ministero dell'Istruzione dell'Università e della Ricerca.

7. Bibliografia

ATLAEOLICO – Atlante Eolico Interattivo. Cartografia di base DEAGOSTINI Libro SpA. Novara 2013. <http://atlanteeolico.rse-web.it/viewer.htm>. (visitato 2013).

de Wild-Scholten MJ, Alsema EA, ter Horst EW, Bächler M, Fthenakis VM. A cost and environmental impact comparison of grid-connected rooftop and ground-based pv systems. In: Presented at the 21th European Photovoltaic Solar Energy Conference, Dresden, Germany, 2006.

ENEA. Atlante italiano della radiazione solare. 2013. <http://www.solaritaly.enea.it/>. (visitato 2013).

European Photovoltaic Industry Association (EPIA). Solar generation 6. Solar photovoltaic electricity empowering the world. 2011. See also: < <http://www.epia.org/news/publications/>>, 2012.

Fthenakis VM, Kim HC, Frischknecht R, Raugei M, Sinha P, Stucki M. Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessment of Photovoltaic Systems. International Energy Agency (IEA) PVPS Task 12, Report T12-02:2011a.

Fthenakis VM, Kim HC. Photovoltaics: Life-cycle analyses. *Sol Energy* 2011b;85:1609–1628.

Gestore Servizi Energetici (GSE) "Rapporto statistico 2011. Impianti a fonti rinnovabili".

Gestore Servizi Energetici (GSE). See also: < <http://www.gse.it/it/Pages/default.aspx>>, 2013.

Held M. Life cycle assessment of CdTe module recycling. In: Presented at the 24th European Photovoltaic Solar Energy Conference, Hamburg, Germany, 2009

International Renewable Energy Agency (IRENA). Summary for policy makers: Renewable power generation costs. November 2012.

Jungbluth N, Stucki M, Frischknecht R. Photovoltaic. In Dones, R., (Ed.) et al., *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystem und den Einbezug von Energiesystem in Ökobilanzen für die Schweiz*. Ecoinvent report No. 6-XII, Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. 2009.

Kabir MR, Rooke B, Dassanayake G.D.M, Fleck B A. Comparative life cycle energy, emission, and economic analysis of 100 kW nameplate wind power generation. *Renewable Energy* 2012; 37: 133-141.

Müller A, Wambach K, Alsema E. Life cycle analysis of solar module recycling process" *Mater. Res. Soc. Symp. Proc.* 2006. 895, Materials Research Society 0895-G03-07.1. 2006.

PRé Consultants, 1995, "The Eco-indicator 95: Final Report".

Raugei M, Bargigli S, Ulgiati S. Life cycle assessment and energy pay-back time of advanced photovoltaic modules: CdTe and CIS compared to poly-Si. *Energy* 2007;32:1310–1318.

REN21. Renewables 2012 Global Status Report. 2012. (Paris: REN21 Secretariat).

SIMERI, Sistema Italiano per il Monitoraggio delle Energie Rinnovabili. Gestore Servizi Energetici. See also: < <http://www.gse.it/it/Statistiche/Simeri/Pagine/default.aspx> >, 2013.

Vestas. Life Cycle Assessment of Electricity Production from a V80-2.0MW Gridstreamer Wind Plant- December 2011. Vestas Wind Systems A/S, Alsvej 21, 8900 Randers, Denmark. 2011.

PREMIO GIOVANI RICERCATORI



1° CLASSIFICATO: Water footprint indicators within life cycle impact assessment to support the concept and design of a new product

Alessandro Manzardo¹, Anna Mazzi¹, Antonio Scipioni¹

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

Abstract

Life Cycle Assessment is recognized to be a powerful tool to address environmental issues in the concept and design stage of a new product. Recent developments ask for the integration of traditional methods with new impact categories related to water availability. In this research a new set of water mid-point indicators has been developed and applied in a real case study of the design of a “100% made in Italy” organic strawberry jam. Two different alternatives were investigated through a Life Cycle Assessment study by applying Recipe method and the new set of indicators. These have been successfully applied and gave useful additional information in the hotspot and contribution analysis. Results proved the importance of comprehensiveness and opened new research pathways to improve the understanding of the environmental impacts to be considered in the design and development of a new product.

1. Introduction

Over the last few years the interest of the international community in environmental issues, such as resource availability, has grown fast (Bates et al., 2008; El Gohemy, 2012; Golly and Homburg, 2009). As a matter of fact companies, to maintain their market competitiveness, have expressed a clear need for tools to identify negative environmental impacts and support the design and production of new environmental friendly products (Finnveden et al., 2009): ISO 14006 (ISO, 2011) and 14062 (ISO, 2002) support companies in integrating environmental aspects and eco-design process into everyday management; Life Cycle Assessment (hereafter LCA) (ISO, 2006) is recognized to be the tool to address environmental impacts of products and can be used in the eco-design process (Clune and Lockery, 2014). Reasons for its success are grounded on its principles and its comprehensive approach that allow avoiding the undesired issue of burden shifting. Recent developments within the framework of LCA proved that actual impact assessment methodologies should be integrated with new relevant impact categories such as the ones related to water availability also known as water footprint (ISO, 2014). This issue has been historically disregarded within LCA and only recently gained significant attention (Kounina et al., 2013). Many methods have been published to address this issue; however no significant experience in the concept and design stage can be identified. One of the main reasons is that actual methods do not allow a transparent assessment of impacts that consumptive and degradative water use has on water availability (Bayart et al., 2010; Kounina et al., 2013). This limit is highlighted also by the UNEP-SETAC WULCA Initiative that sets criteria and requirements to address water use within LCA (Bayart et al., 2010)

The objective of this study was to investigate if water footprint indicators, integrated with traditional LCA impacts methods, can give additional information in the life cycle interpretation to perform the concept and design of a new product by (i) developing a new set of mid-point indicators to overcome identified limits and to complement common impact categories according to UNEP-SETAC WULCA criteria (Bayart et al., 2010) and (ii) by verifying the applicability of the proposed set of indicators in a real case study.

The research presented in this paper is therefore quantitative and confirmative; the research method is the single case study analysis. The results presented are part of a more complete doctoral research titled “New model to achieve the water management as a competitive tool for industrial processes” aimed at developing a new model to address

consumptive and degradative water use impacts along all the environmental cause-effects chain.

2. Materials and Methods

UNEP-SETAC WULCA requirements were adopted to develop the new set of mid-point indicators (Bayart et al., 2010; Heijungs and Guinée, 2012). Starting from a previous work of the authors on the definition of inventory indicators to measure the performances of water technologies (Manzardo et al., 2014), two new indicators were introduced. These are called: Scarcity Consumptive Water Use (SCWU) and Scarcity Degradative Water Use (SDWU). SCWU represents the impacts of consumptive water use on water availability. It can be defined as follow:

$$SCWU = \alpha_{in} * CWU$$

Where CWU is the consumptive water use of the unit process and expressed in liters or m^3 . α_{in} is the characterization factor that represent local water scarcity in the region where water is withdrawn according to the method developed by Boulay et al. (2011b) and expressed either in $[l_{eq}/l]$ or $[m^3_{eq}/m^3]$. SCWU is expressed in liters equivalent (l_{eq}) or m^3 equivalent (m^3_{eq}) of water.

SDWU represents the contribution of degradative water use to local scarcity. It can be defined as follow:

$$SDWU = \alpha_{in} * DWU * \max(Q_{out,i} / Q_{ref,in,i})$$

Where DWU is the degradative water use of the unit process under study and expressed in liters or m^3 ; α_{in} is the characterization factor of the local water scarcity entering the unit process. Q_{out} represents the quality parameters of discharged water i-pollutant released to water and can be expressed in mg/l of discharged water. $Q_{ref,in,i}$ is the maximum acceptable concentration of i-pollutant of the water entering the system according to the classification of Boulay et al. (2011a) expressed in mg/l. SDWU is expressed in liters equivalent or m^3 equivalent of water.

To test the applicability and therefore discuss the contribution of the new set of indicators to the concept and design step, the case study of an Italian food company was considered. This choice is based on the importance of water issue in the case of food production (Hoekstra et al., 2011). The company is specialized in organic jam production that is actually located in Bulgaria (hereafter Alternative A). The management board of the company decided to investigate the opportunity to launch a new concept of strawberry organic jam “100% made in Italy” and wish to understand the environmental consequences of redesigning the product and its supply chain (hereafter Alternative B). The research presented in this study followed the structure of ISO 14046 (ISO, 2014) for the assessment of water footprint within LCA and therefore ISO 14040 (ISO, 2006). The goal of this study was to compare the environmental performances of the organic strawberry actually produced in Bulgaria vs. the potential environmental consequences of implementing and therefore producing the new “100% made in Italy” jam. The Functional Unit (FU) was identified as a 330g organic strawberry Jam produced by the Italian company and distributed in Italy. The function of the product system is the production of the organic strawberry jam. The formula of the product is the same in the two product system under study. Product system boundaries are based on the cradle to grave approach, therefore impacts from the extraction of raw materials and ancillary materials to the management of the end of life of final product are considered. Use stage is excluded. System boundaries can be represented as in Figure 1. Data related to the actual production in Bulgaria refer to 2012. Data for the potential new production in Italy are based on estimation and calculation considering the new potential local conditions and other products sold by the Italian company.

Ecoinvent data base is used for inventory data that were not available, such as the one related to energy mix or packaging production processes. Climate data and rainwater data are from CLIMAWAT (FAO, 2010). Water availability factors (α) are derived from the application of the Boulay et al. (2011a) inventory method. To investigate the contribution of the water footprint indicators to the life cycle interpretation, the study was firstly conduct adopting the Recipe (Goedkoop et al., 2008) method and then adding the new set of water footprint indicators. Moreover to better understand the potential contribution of the new set of indicators to life cycle interpretation, results have been compared with the ones obtained by applying the method of Boulay et al (2011b) that is commonly used to address impacts on water availability.

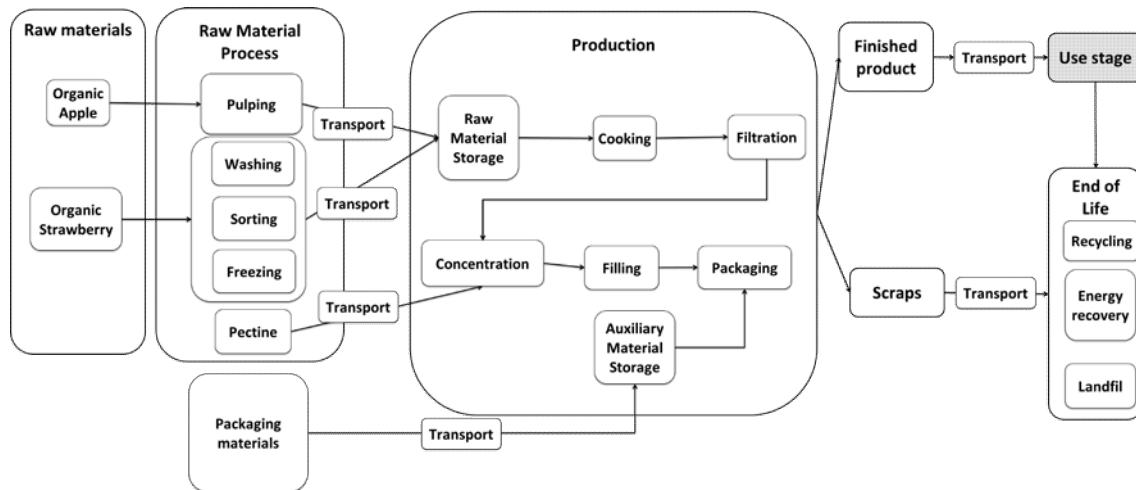


Figure 1: System boundaries

3. Results

The assessment of the environmental performances of the two product systems according to Recipe is presented in Figure 2. Results from water depletion category are at the level of inventory and considers only water withdrawn (Goedkoop et al., 2008). In this case no mid-point impact indicators on water availability are considered. Alternative A resulted to have higher impacts in every impact category considered and therefore Alternative B should be considered the preferable choice to guarantee lower environmental impacts.

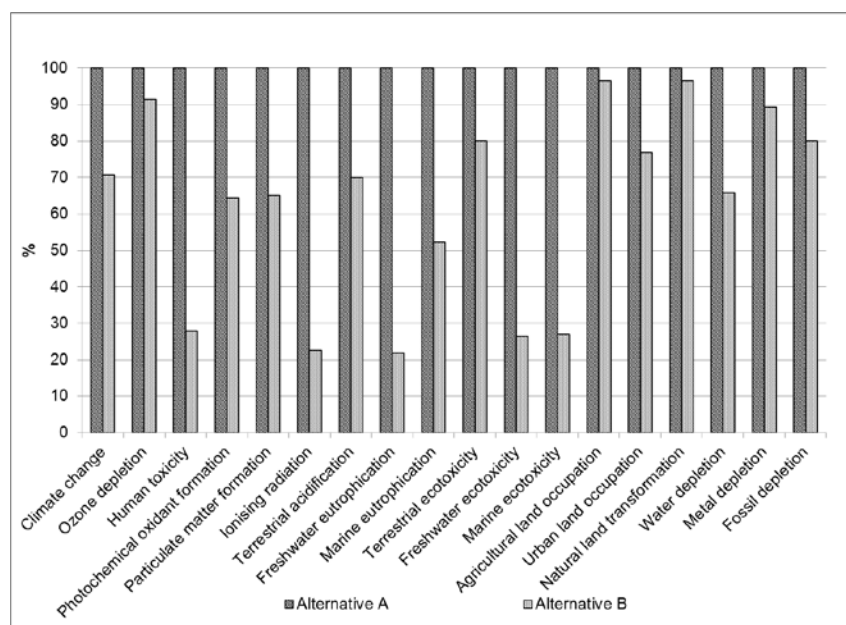


Figure 2: Comparison of the environmental profile of the two alternatives using Recipe

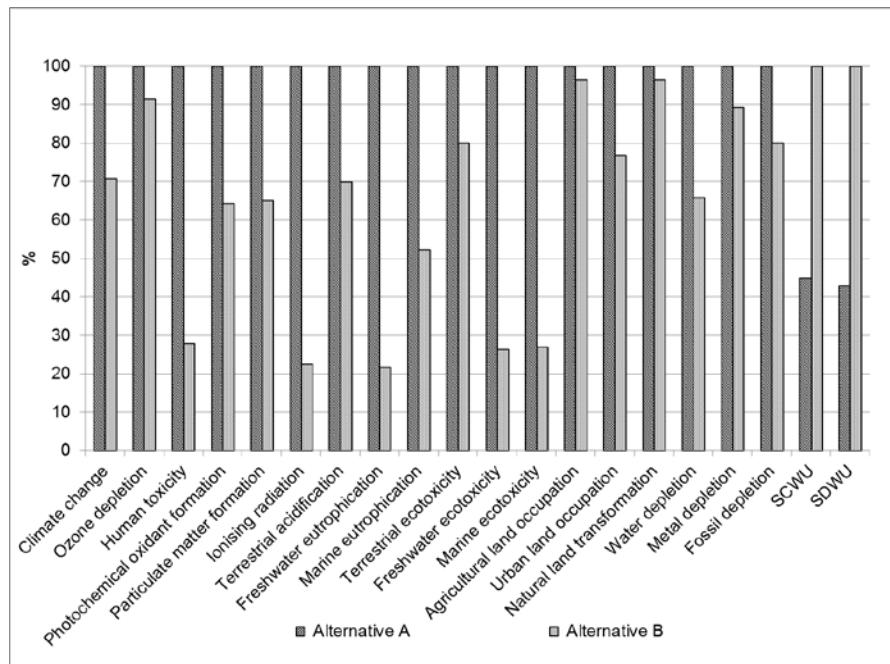


Figure 3: Comparison of the environmental profile of the two alternatives considering Recipe and new water footprint indicators

Figure 3 reports on the results of the assessment of the environmental performances of the two product systems, including the water footprint indicators presented in the previous section. In this case the volume of water entering and leaving the different processes considered in the system boundaries were classified in different categories according to Boulay et al. (2011a). In the case of the supply chain processes, because of the limitations of the database used, a worst case approach was adopted: it is assumed that all the entering water is consumed. Results shows that in the case of water availability related indicators, performance of Alternative A are better than the one achieved by Alternative B. Considering also these categories the choice of the alternative with lowest environmental impacts is not so evident anymore.

Figure 4 compares the results of the application of the method from Boulay et al. (2011b), with the ones resulted from the application of the new indicators in the case of Alternative B.

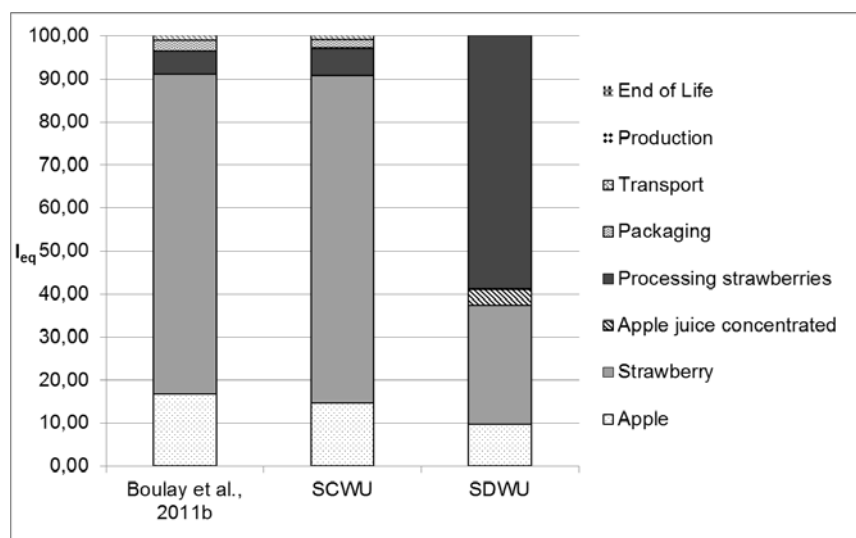


Figure 4: Comparison of different water footprint indicators in the case of alternative B

Results from Boulay et al. (2011b) identify strawberries growing to be the most significant hot-spot. Results from the application of the two new indicators are able to give additional information; in the case of consumptive use results are similar to the one from Boulay et al. (2011); in the case of degradative impacts results identify also “Processing strawberries” as the main environmental hot-spot allowing the company to understand other potential area to invest in order to reduce environmental impacts; in this process polluted water is discharged therefore limiting its usability and availability.

4. Discussion

The formulation of SCWU and SDWU resulted to be useful by giving additional information to be considered in the life cycle interpretation stage. Without considering consumptive and degradative water use separately it would have not been possible to identify all the significant hot-spots. To have a more complete understanding of the environmental impacts related to products, such indicators should be used together and integrated with other LCA methods. This approach differs from actual methods that are not able to separately represent the effect of degradative and consumptive water use on water availability according to UNEP-SETAC requirements (Bayart et al., 2010; Kounina et al., 2013).

SCWU and SDWU results, controverted the response of water depletion inventory indicator used within Recipe. This result depends on the use of the scarcity characterization factors that consider the local conditions and confirm the importance of performing impact assessment when dealing with water (ISO, 2014).

The applicability of the proposed set of indicators has been tested in real case studies of the concept and design of a new organic strawberry jam “100% made in Italy”. Results of the application of traditional Recipe method suggest the company to launch the new products and set up the supply chain and production facilities in Italy. Main advantages are related to the environmental performances of the energy mix of Italy compared to the Bulgarian one and the reduced distance of transports. However when results of the application of the water footprint indicators are considered, the choice on the alternative with lowest environmental impacts is not easy anymore. In fact Italian production located in the north-east of the country, due to the cultivation technology employed and the climate conditions, resulted to have a higher water requirement and a more severe water scarcity when compared to the Bulgarian one. The company, due to the relevance of the water issue in the food sector, decided not to invest in the production of the new “100% made in Italy” strawberry jam at the moment. Decision could be revised when it will be possible to integrate this assessment with other aspects such as the quality of the product, the value of the mark “made in Italy”, the social consequences and also other environmental issues related to water (e.g. effects of climate changes and land use change) (Scipioni et al., 2012; Manzardo et al., 2014). Infact no LCA method currently addresses these issues in a comprehensive assessment.

5. Conclusions

Life Cycle Assessment has been widely used to understand the consequences that decisions in the concept and design stage have on environment. In recent times, due the increase attention on the issue of water, several methods have been published to address water availability; however no experiences on the application of such methods in the concept and design of a new product are available in literature. Moreover actual methods fail in separately representing the contribution of consumptive and degradative water use on water availability.

The objective of this research was to develop and test new impact category indicators to overcome identified limit and test their contribution to the concept and development of a new product. Following the requirements of UNEP-SETAC (Bayart et al., 2010) it was possible to develop two new indicators named the SCWU and SDWU. Their applicability has been proved in the case of a 330 g organic strawberry jam by investigating two different alternatives: actual production in Bulgaria and potential production in Italy for the development of a new product named “100% made in Italy”.

The application of Recipe and the new set of indicators proved the importance of being comprehensive; in fact focusing only on impacts related to water would lead to different decisions respect to the one resulting from the analysis of the impact categories reported with Recipe; Alternative B resulted to have bigger impacts then Alternative A when focusing on water related impacts; on the other hand Alternative B resulted to have a better environmental profile in all the other impact categories. Considering the comprehensive environmental profile it is not possible to clearly determine which alternative is preferable, however, the company, due to the relevancy of water in strawberry production decided not to invest in the realization of Alternative B. The use of normalization and weighting could support this decision; however this field is yet to be investigated in LCA with specific reference to water related issues. Future work of the authors will be focused in this field that resulted to be critical in the concept and design stage.

Results of the application of the new set of indicators resulted to be useful by highlighting new environmental hotspot that would have been disregarded by applying traditional methods related to water availability. This is particularly important in the concept and design stage of a new product where decisions determine most of the environmental performances and costs. These indicators are part of a more complete water related method developed by the author within the PhD thesis mentioned in the introduction. Future developments of this method can be identified. The first one is related to the characterization factor for local water scarcity: it would be interesting to develop dynamic indicators allowing determining how present water use will affect future scarcity. The second aspect is related to the issue of comprehensiveness: result of this study proved the importance of having a more complete view on environmental impacts, however other aspects should be considered such as quality of the product and the economic and social ones. These should be integrated in a more complete sustainability assessment.

6. References

- Bates, BC, Kundzewicz, ZW, Wu, S, & Palutikof, JP, 2008 ‘Climate Change and Water’, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva, 210p
- Bayart, JB, Bulle, C, Deschênes, L, Margni, M, Pfister, S, Vince, F & Koehler, A, 2010 ‘A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA’, *International Journal of Life Cycle Assessment*, volume 15, no 5, pp 439–453.
- Boulay, AM, Bouchard, C, Bulle, C, Deschênes, L & Margni, M, 2011a “Categorizing water for LCA inventory”, *International Journal of Life Cycle Assessment*, volume 16, no 7, pp 639-651.
- Boulay, AM, Cecile, B, Bayart, JB, Deschenes, L & Margni, M, 2011b ‘Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health’, *Environmental Science and Technology*, [Dx.doi.org/10.1021/es1030883](https://doi.org/10.1021/es1030883)
- Clune, JS, Lockery, S, 2014 “Developing environmental sustainability strategies, the Double Diamond method of LCA and design thinking: a case study from aged care”, *Journal of Cleaner Production*, in press
- FAO, 2010, ‘CLIMAWAT 2.0 database’, FAO, Rome, www.fao.org/nr/water/infores_databases_climwat.html

Finnveden, G, Hauschild, MZ, Ekvall, T, Guinée, G, Haijungs, R, Hellweg, S, Koehler, A, Pennington, D & Suh, S, 2009, 'Recent developments in Life Cycle Assessment', *Journal of Environmental Management*, vol 91, pp 1-21.

Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J & Zelm Van R, 2013, 'ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises armonized category indicators at the midpoint and the endpoint level', First edition Report I: Characterisation, viewed 04 April 2014, <<http://www.lcia-recipe.net>>

Golly, T & Homburg, B, 2009, 'Carbon emissions will have a lasting effect on consumer behavior', *European Dairy magazine*, no 1, pp 22.

Heijungs R & Guinée, JB, 2012 'An overview of the Life Cycle Assessment Method – Past, Present and Future' within *Life Cycle Assessment Handbook* Eds Mary Ann Curran, Wiley Cincinnati, OH, USA.

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Aldaya, MM & Mekonen, MM, 2011, *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*, Earthscan, London, p 228.

Kounina, A, Margni, M, Bayart, JB, Boulay, AM, Berger, M, Bulle, C, Frischknecht, R, Koehler A, Milà i Canals, L, Motoshita, M, Núñez, M, Peters G, Pfister, S, Ridoutt B, Van Zelm R, Francesca F & Humbert S, 2013, 'Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 18, Issue 3, pp 707-721.

ISO 2002, ISO TR 14062: Environmental management - Integrating environmental aspects into product design and development.

ISO 2011, ISO 14006: Environmental management systems - Guidelines for incorporating ecodesign.

ISO 2006, ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO 2014, ISO/DIS2 14046 Water Footprint. Requirements and guidelines.

Manzardo, A, Mazzi, A, Rettore, L & Scipioni, A, 2014, 'Water use performance of water technologies: the Cumulative Water Demand and Water Payback Time Indicator', *Journal of Cleaner Production*, vol 70 251-258.

Manzardo, A, Ren, J, Piantella, A, Mazzi, A, Fedele A & Scipioni, A, 2014, 'Integration of water footprint accounting and costs for optimal chemical pulp supply chain mix in paper industry', *Journal of Cleaner Production*, vol 72, pp167-173

Mazzi, A, Manzardo, A, Scipioni, A, 2014 'Water footprint to support environmental management: an overview' In Salomone, R & Saija, G (Eds), *Pathways to environmental sustainability: methodologies and experience*, Springer International Publishing AG, Cham.

Scipioni A, Manzardo A, Mazzi A & Mastrobuono M, 2012 "Carbon Footprint Management at Product level. A methodological approach" *Journal of Cleaner Production*, vol 36, pp 94-101.

2° CLASSIFICATO a pari merito: L'approccio Footprint Family applicato alla filiera agroalimentare: il sistema melicolo della Provincia di Torino

Alessandro K. Cerutti^{1,2}, Gabriele Beccaro¹, Simone Contu²

Dario Donno¹, Luca Bonvegna¹, Elena Di Bella³, Giancarlo Bounous¹

¹Dipartimento Scienze Agrarie, Forestali ed Agroalimentari, Università degli Studi di Torino

²Istituto di Ricerche Interdisciplinari sulla Sostenibilità – IRIS

³Sviluppo montano, rurale e valorizzazione produzioni tipiche, Provincia di Torino
alessandro.cerutti@unito.it

Abstract

La valutazione degli impatti potenziali di un sistema produttivo tramite Life Cycle Assessment utilizza modelli complessi al fine di includere tutti i carichi ambientali, legati al consumo di risorse e alle emissioni. Tradizionalmente i risultati necessitano di una fase di interpretazione esaustiva da parte di esperti, con l'effetto di vedere spesso esclusi gli aspetti ambientali nel processo di decision making. L'approccio Footprint Family può rappresentare un buon compromesso tra un'analisi tecnica rigorosa e la semplicità di interpretazione dei risultati. Tale approccio è stato testato sulla filiera melicola della Provincia di Torino al fine di costruire un tool semplificato che permettesse agli stakeholder del sistema ristorazione scolastica o ai responsabili delle stazioni appaltanti per l'approvvigionamento delle mense scolastiche di compiere scelte maggiormente consapevoli dal punto di vista ambientale.

1. Introduzione

Nella letteratura scientifica degli ultimi anni è emersa la necessità di considerare contemporaneamente diversi indicatori ambientali (Cucek et al., 2012; Vujanovic et al., 2014). Tuttavia, la scelta di quale indicatore usare non è un processo semplice, soprattutto nel settore alimentare (Cerutti et al., 2013). Ad esempio, il suolo fertile può essere utilizzato per la conservazione della biodiversità e il sequestro del carbonio (come nel caso di suolo forestale), per la produzione di cibo o ancora per la produzione di energia attraverso colture specifiche. Infatti, se da un lato alcune forme di agricoltura permettono di conservare più carbonio nel suolo, attraverso l'aumento di biomassa perenne, e di favorire l'aumento della biodiversità, dall'altra le azioni per ridurre le emissioni di gas serra in agricoltura potrebbero richiedere un maggiore utilizzo di acqua, e gli interventi per raggiungere l'efficienza e la qualità dell'acqua potrebbero necessitare di un maggiore utilizzo di energia e di conseguenza aumentare le emissioni di gas serra (Pfister et al., 2011).

Un compromesso ritenuto accettabile tra il numero di indicatori e la loro significatività in chiave sistemica è rappresentato dall'approccio *Footprint Family* (Galli et al., 2012), definito come un set di tre indicatori adatti a quantificare la pressione dell'attività antropica sugli ecosistemi. In particolare l'approccio *Footprint Family* considera gli impatti su tre comparti ecologici: pedosfera, atmosfera e idrosfera attraverso *Ecological*, *Carbon* e *Water Footprint* (Galli et al., 2012). Tale approccio rappresenta inoltre un buon compromesso tra la validità analitica dell'indicatore e la capacità di comprensione dei risultati da parte di utenti non esperti (Ridoutt & Pfister 2013). Infatti, se le categorie di impatto dell'analisi *Life Cycle Assessment* (LCA) riescono a cogliere maggiormente i diversi impatti di un sistema antropico, la loro comprensione al grande pubblico risulta spesso difficile e sono necessarie delle volgarizzazioni dei risultati che spesso possono portare a veri e propri errori concettuali (Ridoutt & Pfister, 2013). L'approccio multi-indicatore è pertanto importante perché una valutazione degli impatti ambientali non dovrebbe solo evitare problemi di spostamento da una parte del ciclo di vita del prodotto all'altra, ma anche da una forma di carico ambientale all'altra (Ridoutt et al., 2014).

Il progetto di ricerca di seguito illustrato si sviluppa come studio pilota sulla fattibilità e i vantaggi dell'inclusione della *Footprint Family* (congiuntamente ad altri parametri – non trattati nel presente lavoro) sui capitolati di spesa delle mense scolastiche della Provincia di Torino. Lo studio ha interessato diverse filiere alimentari e in questo articolo sarà descritta la ricerca condotta sulla filiera melicola dell'area considerata.

Nello specifico, la ricerca ha visto coinvolte diverse aziende situate nelle zone del pinerolese e dell'eporediese.

2. Metodi

2.1. Filiere frutticole e raccolta dati

Lo studio è stato incentrato su aziende frutticole selezionate in modo da avere almeno 3 aziende per ciascun areale di produzione, agrotecnica utilizzata (produzione convenzionale, integrata e biologica) e cultivar. I dati per la costruzione dell'inventario del ciclo di vita sono stati raccolti tramite la compilazione di un questionario preparato ad hoc per mettere in luce tutti gli aspetti produttivi di ciascuna realtà.

Gli aspetti legati alla gestione del prodotto frutticolo (quali la catena del freddo, il packaging e la movimentazione) sono molto complessi da valutare. Tuttavia è stato possibile identificare i flussi e le modalità di movimentazione all'interno della Provincia di Torino tramite questionari sottoposti ai principali distributori. In particolare ai fini dello studio relativo al trasporto e alla distribuzione dei prodotti alle mense scolastiche sono state prese in considerazione due delle maggiori società di commercializzazione all'ingrosso e distribuzione operanti sul territorio (biologica e convenzionale).

2.2. Modellizzazione delle filiere e confini del sistema

Numerosi autori 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 un'efficace modellizzazione di un sistema frutticolo è necessario tenere conto, tra gli altri, di due aspetti caratterizzanti: (I) il frutteto è un sistema biologico, pertanto, 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); (II) il frutteto è un sistema pluriennale, pertanto, 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 variabile a seconda della specie coltivata e delle tecniche di gestione.

Come evidenziato in precedenti studi del gruppo di ricerca (Cerutti et al., 2010) la modellizzazione del sistema frutticolo può tener conto di questi due aspetti suddividendo la vita produttiva dell'impianto in stage funzionali. Pertanto, nello studio, sono stati considerati 6 stage principali (Cerutti et al., 2010): (1) fase di vivaio per ottenimento di portainnesti, marze e astoni pronti all'impianto; (2) impianto e lavorazioni preliminari del terreno; (3) allevamento degli astoni e periodo antecedente all'entrata in produzione dell'impianto; (4) piena produzione; (5) bassa produzione dovuta alla senescenza dell'impianto; (6) espianto e smaltimento delle risorse stock dell'impianto.

L'analisi della filiera distributiva ha mostrato come successivamente alla fase produttiva si possano sviluppare tre scenari principali di distribuzione (Figura 1) sulla base di distanze provinciali, regionali o nazionali (mediamente centro Italia). Pertanto la valutazione degli impatti ambientali ha incluso tali scenari seguendo un approccio *cradle-to-consumer*, escludendo tuttavia gli impatti delle fasi di consumo e *disposal*. L'unità funzionale considerata per l'intero sistema (fase di produzione e fase di distribuzione) è stata la tonnellata di mele.



Figura 1: Descrizione schematica degli scenari di trasporto per le filiere considerate

2.3. Indicatori utilizzati

2.3.1 Ecological footprint

L'analisi dell'impronta ecologica consiste nella trasformazione dei dati di input (con la propria unità di misura specifica) in un valore di superficie media globale (Wackernagel & Rees, 1996). La produzione e l'uso di ogni bene e servizio dipendono da vari tipi di produttività ecologica e possono essere espresse in un'equivalente superficie di terreno bioprodotto. Sommando il terreno richiesto per tutte le categorie di consumo e per i rifiuti si ottiene come risultato l'impronta ecologica totale del sistema oggetto di studio. Nel caso di applicazione dell'EF a sistemi produttivi, il valore totale dell'impronta ecologica è poi riferito a una specifica unità di prodotto, oppure un'unità di superficie dell'azienda oppure o un'unità di ricavato economico ottenuto dalla vendita (Cerutti et al., 2013).

Nel caso di studio sono state seguite le linee guida espresse dal Global Footprint Network e gli adattamenti metodologici descritti in Cerutti et al. (2010) e lavori successivi. Inoltre si è fatto riferimento al valore di impronta ecologica riferito alla massa prodotta, in particolare le tonnellate di mele prodotte e distribuite alle mense scolastiche.

2.3.2 Water footprint

Secondo il modello sviluppato dal Water Footprint Network il calcolo della WF di un sistema produttivo si effettua sommando tre differenti componenti di utilizzo di acqua: la *blue water* (acqua utilizzata direttamente dal sistema esaminato, come per esempio l'acqua per l'irrigazione dei frutteti), la *green water* (acqua consumata dal sistema agricolo per evapotraspirazione) e la *grey water* (acqua contaminata dagli scarichi di rifiuti e altri prodotti utilizzati nel ciclo produttivo, come ad esempio l'azoto lisciviato nel terreno).

Nella ricerca è stato applicato il modello proposto in Hoestra et al. (2011) con l'ausilio dei programmi Cropwat 8.0 e Climwat 2.0, entrambi disponibili dall'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'Alimentazione e l'Agricoltura (FAO, 2013). I dati pluviometrici necessari per tali applicazioni sono stati reperiti tramite il servizio regionale di protezione dell'ambiente (ARPA – Piemonte). Anche per questo indicatore, l'unità di riferimento degli impatti è stata la tonnellata di mele consegnata alla mensa secondo i tre scenari di distribuzione.

La *green* e la *blue water footprint* sono state calcolate attraverso la *crop water use* (CWU - ovvero la quantità di acqua utilizzata per gestire la corretta crescita della coltura) in rapporto alla resa della coltura stessa. I dati che compongono il valore della CWU sono stati calcolati attraverso l'utilizzo di Cropwat 8.0, sommando i valori giornalieri di evapotraspirazione riferiti alla coltura analizzata per il periodo di riferimento. Per quanto riguarda la *grey water footprint*, si è applicata la formulazione standard descritta in Hoekstra et al (2011) con le seguenti specifiche: il quantitativo di azoto lisciviato pari al 10% del quantitativo di fertilizzante impiegato per quella coltura e 10 mg/l la concentrazione massima di azoto naturalmente presente nell'acqua.

2.3.3 Carbon footprint

La *Carbon Footprint* (CF) esprime la quantità di CO₂ equivalente sia diretta sia indiretta liberata nel corso di tutte le fasi di sviluppo del sistema esaminato. Per il calcolo di questo indicatore è stato applicato uno studio completo di LCA (secondo le linee guide e le raccomandazioni della serie ISO 14040), ma considerando esclusivamente i risultati di *global warming potential*. Anche per questo indicatore, l'unità di riferimento degli impatti è stata la tonnellata di mele consegnata alla mensa secondo i tre scenari di distribuzione.

2.4. Normalizzazione dei risultati

Al fine di facilitare l'interpretazione dei risultati dei tre indicatori, alla fase di quantificazione degli impatti è seguita una fase di normalizzazione. Essendo i tre indicatori sviluppati secondo modelli autonomi non è possibile usare un database univoco ed è necessario applicare l'approccio descritto in Ridout et al. (2014). In particolare in tale studio sono adottati parametri di normalizzazione (Tabella 1) specifici e coerenti con l'indicatore usato.

Indicator	Unit	Factor	Year	Reference
EF	gm ² person-1 year-1	4.99 E+03	2005	Ewing et al., 2010
WF	m ³ person-1 year-1	2.30 E+03	1996-2005	Mekonnen & Hoekstra, 2011
CF	kg CO ₂ -e person-1 year-1	6.83 E+03	2000	Wegener Sleeswijk et al., 2008

Tabella 1: Fattori di normalizzazione impiegati nello studio

3. Risultati e discussione

3.1. Risultati dei singoli indicatori

I risultati di ogni indicatore per ogni filiera sono presentati nelle Figure 2, 3 e 4. Una prima osservazione generale è come gli stessi sistemi produttivi mostrino performance diverse per i tre indicatori. In particolare, per l'EF si osserva una leggera diminuzione dell'impronta dal sistema convenzionale a quello biologico, mentre per la WF e la CF il trend è maggiormente marcato, ma invertito.

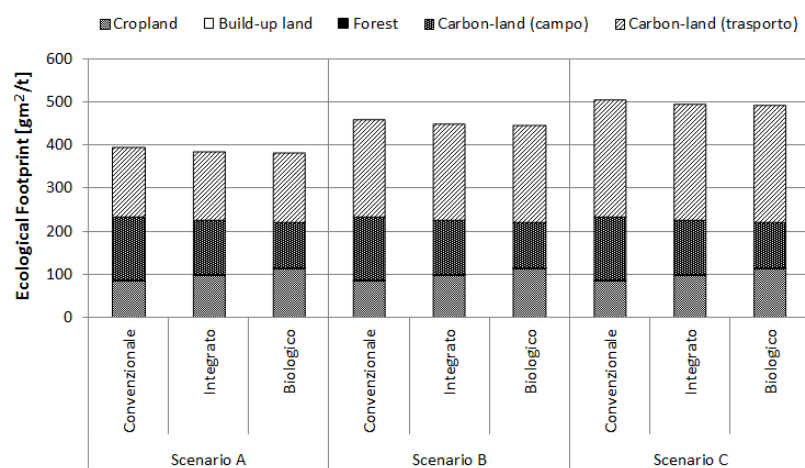


Figura 2: Risultati di Ecological Footprint espressi per componente di impronta secondo i diversi scenari

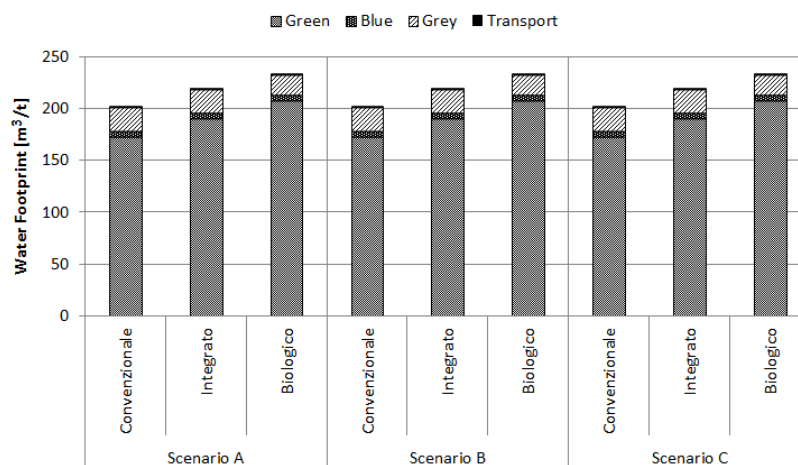


Figura 3: Risultati di Water Footprint espressi per componente di impronta secondo i diversi scenari

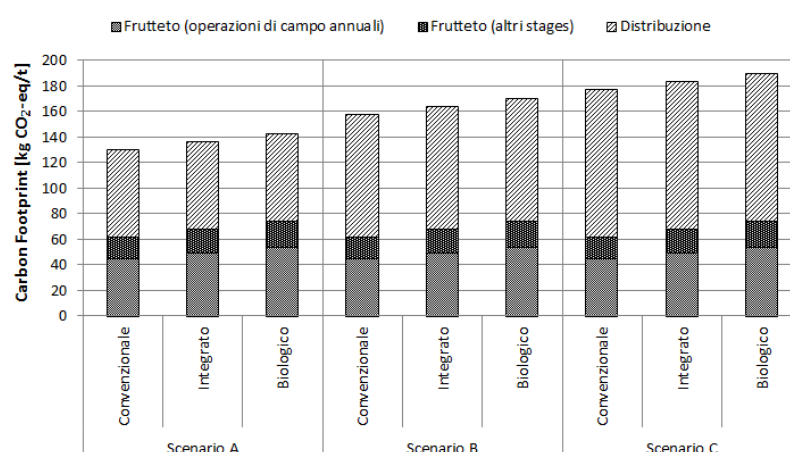


Figura 4: Risultati di Carbon Footprint espressi per fase della filiera secondo i diversi scenari

È interessante notare come la fase di trasporto pesi in modo diverso per ogni indicatore. In particolare per la WF il peso del trasporto è variabile tra lo 0.2 e lo 0.6% dell'impronta nei tre scenari di distribuzione. Al contrario, utilizzando la CF il peso del trasporto sull'impronta finale varia del 50% nello scenario A al 63% nello scenario C. L'EF mostra risultati simili alla CF, avendo al suo interno una componente dedicata proprio al suolo biologicamente produttivo necessario per l'assorbimento di CO₂.

3.2. Risultati di normalizzazione

I risultati della fase di normalizzazione (relativi agli impatti di 1 kg di mele) sono presentati in Figura 5. Si evince immediatamente che la stessa unità di prodotto ha un peso relativo diverso nella totalità degli impatti dei consumi medi italiani.

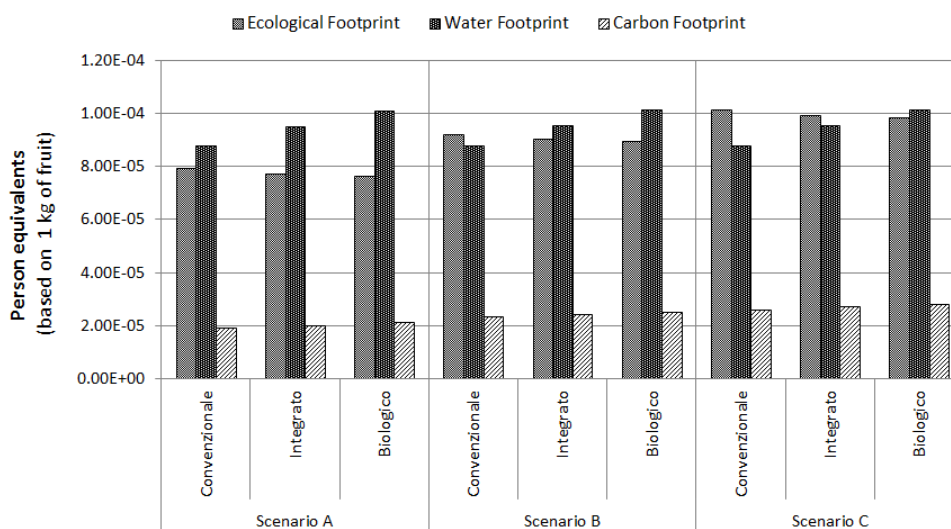


Figura 5: Risultati della fase di normalizzazione per i tre indicatori secondo i diversi scenari

4. Conclusioni

L'approccio *Footprint Family* associato a una fase di normalizzazione, tipica del framework LCA, ha permesso di evidenziare il peso ambientale nelle principali sfere ecologiche. In particolare i risultati di EF e WF presentano un maggiore impatto relativo rispetto alla CF. Pertanto pratiche (produttive e gestionali) svolte al miglioramento della performance di questi due indicatori sono indicativamente preferibili rispetto al miglioramento relativo della CF. Tale osservazione è possibile solo grazie all'uso simultaneo di diverse categorie di impatto, tuttavia è necessario ricordare che gli indicatori della *Footprint Family* non coprono l'intero spettro degli impatti dei sistemi agroalimentari. Ad esempio non vengono valutate le categorie *Nutrient enrichment potential* e *Acidification potential*, che potrebbero produrre impatti ambientali significativi.

Sulla base dei risultati presentati (e altri approfondimenti agronomici) stato possibile realizzare uno strumento di valutazione ambientale per agli attori e decisori del sistema della ristorazione scolastica caratterizzato da una elevata semplicità nell'utilizzo, fruibile anche da un utente non in possesso delle conoscenze tecnico-scientifiche necessarie ad interpretare risultati più dettagliati.

Si ringrazia la Provincia di Torino per aver finanziato la ricerca.

5. Bibliografia

- Aubauer, HP, 2011, Development of Ecological Footprint to an Essential Economic and Political Tool, Sustainability, vol. 3, pp. 649-665.
- Cerutti, AK, Bagliani, M, Beccaro, GL & G, Bounous, 2010, Application of Ecological Footprint Analysis on nectarine production: methodological issues and results from a case study in Italy, Journal of Cleaner Production, vol. 18, pp. 771-776.
- Cerutti, AK, Bruun S, Donno, D, Beccaro, GL & G, Bounous, 2013. Environmental sustainability of traditional foods: the case of ancient apple cultivars in Northern Italy assessed by multifunctional LCA, Journal of Cleaner Production, vol. 52, pp. 245-252.
- Cucek, L, Klemes, JJ & Kravanja, Z, 2012, A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability, Journal of Cleaner Production, vol. 34, pp. 9-20.
- Ewing, B, Moore, D, Goldfinger, S, Oursler A, Reed, A & M, Wackernagel, 2010, The Ecological Footprint Atlas 2010, Oakland: Global Footprint Network.
- Ewing, BR, Hawkins, TR, Wiedmann, TO, Galli, A, Ercin AE, Weinzettel, J & Steen-Olsen, K, 2012, Integrating ecological and water footprint accounting in a multi-regional input-output framework, Ecological Indicators, vol. 23, pp.1-8.
- Galli, A, Wiedmann, T, Ercin, E, Knoblauch, D, Ewing, B & Giljum S, 2012, Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet, Ecological Indicators, vol. 16, pp. 100-112.
- Hoekstra, AY, Champagain, AK, Aldaya, MM & Mekonnen, MM, 2011, The Water Footprint Assessment Manual – Setting the Global Standard, ed. Earthscan, UK.
- Mekonnen, MM, & Hoekstra, AY, 2011, National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption, Value of Water Research Report Series No. 50, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Page, G, Ridoutt, B & Bellotti, B, 2012, Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production, Journal of Cleaner Production, vol. 32, pp. 219-226.
- Pfister, S, Bayer, P, Koehler, A & Hellweg, S, 2011, Environmental impacts of water use in global crop production: hotspots and trade-offs with land use, Environ. Sci. Technol., vol. 45, pp. 5761-5768.
- Ridoutt, BG & Pfister, S, 2013, Towards an Integrated Family of Footprint Indicators, Journal of Industrial Ecology, vol. 17, pp. 337-338
- Ridoutt, BG, Page, G, Opie, K, Huang, J, & Bellotti, W, 2014, Carbon, water and land use footprints of beef cattle production systems in southern Australia, Journal of Cleaner Production, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.012>.
- Ruini L., Marchelli L., Marino M., Filareto A., 2012. Barilla EPD Process System to increase reliability, comparability and communicability of LCA studies. Proceeding of the 2nd DIRE Meeting, pp. 84-89.
- Vujanovic, A, Cucek, L, Pahor, B & Kravanja, Z, 2014, Multi-Objective Synthesis of a Company's Supply-Network by Accounting for Several Environmental Footprints, Process Safety and Environment Protection, <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2014.03.004>
- Wackernagel, M & Rees, W, 1996, Our ecological footprint. Reducing human impact on earth, New Society Publishing, Canada.
- Wegener Sleeswijk, AW, van Oers, LFCM, Guinée, JB, Struijs, J & Huijbregts, MAJ, 2008, Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000, Sci. Total Environ, vol. 390, pp. 227-240.

2° CLASSIFICATO a pari merito: Analisi combinata MFA/SFA/LCA per la definizione del ruolo chiave dei trattamenti termici per il recupero di materia ed energia nei piani di gestione dei rifiuti urbani

Fabrizio Di Gregorio
AMRA – Analisi e Monitoraggio del Rischio Ambientale
fabrizio.digregorio@unina2.it

Abstract

Nella convinzione che lo studio di sistemi moderni di gestione dei rifiuti urbani, al fine del miglioramento delle prestazioni ambientali sia in termini di impatti ambientali che nella generazione di prodotti riciclati, non possa limitarsi alla tracciabilità del rifiuto e delle sue frazioni merceologiche attraverso i diversi processi di trattamento ma che debba estendersi all'analisi della ripartizione degli elementi contenuti in ciascun flusso, l'integrazione dell'analisi di materia e di sostanza (MFA/SFA) e dell'analisi del ciclo di vita (LCA) appare essere un approccio quantomeno desiderato. Queste metodologie risultano particolarmente indicate nel caso di processi di termovalorizzazione, che puntano alla trasformazione chimica del rifiuto non soltanto nell'ottica del recupero di energia ma, e soprattutto, di materia, ribadendo il ruolo chiave che queste tecnologie ricoprono nella riduzione in massa dei quantitativi da conferire in discarica.

1. L'analisi dei flussi di sostanza nell'ottica del ciclo di vita

L'analisi dei flussi di materia, *Material Flows Analysis* (MFA), è una valutazione sistematica dei flussi di import ed export e degli accumuli di materia e degli elementi all'interno di un sistema definito nello spazio e nel tempo. Quando è riferita ad una specifica sostanza chimica, essa prende il nome di *Substance Flows Analysis* (SFA). La SFA è utilizzata per collegare gli ingressi e le uscite degli stadi intermedi di un processo di una determinata sostanza sulla base di specifici coefficienti di trasferimento. Un approccio quale quello del ciclo di vita basato su un esteso utilizzo della SFA si dimostra particolarmente adeguato quando si vogliono confrontare processi e tecnologie in termini di sostenibilità ambientale, tenendo in conto principi generali quali lo *shifting of burdens* e l'*after-care-free*, cioè che la risoluzione di un problema non ne comporti un altro in fasi successive del ciclo di vita del sistema in esame o che successivamente non si evidenzino un ulteriore problema a spese delle generazioni a venire.

2. SFA del processo di gassificazione a letto fluido per rifiuti plastici e biomasse

Un gassificatore a letto fluido bollente di scala pilota, cioè di taglia sufficientemente ampia da essere in grado di non influenzare per problemi di *scale-up* i risultati del processo, e dunque in grado di fornire trasferimento tecnologico alle imprese, è stato esercito in diverse condizioni operative per la produzione di energia utilizzando sia rifiuti plastici (Arena et al., 2011) che biomasse (Arena et al., 2010). L'analisi dei flussi di materia e di sostanza applicate assieme all'analisi della *feedstock energy*, integrati con bilanci di materia ed energia, hanno consentito in fase di elaborazione dei dati sperimentali di evidenziare determinati risultati ed apportare successivamente opportune modifiche all'impianto.

Nelle Figure 1 e 2 (per una biomassa) e nelle Figure 3 e 4 (per un rifiuto plastico) se ne mostra un esempio pratico.

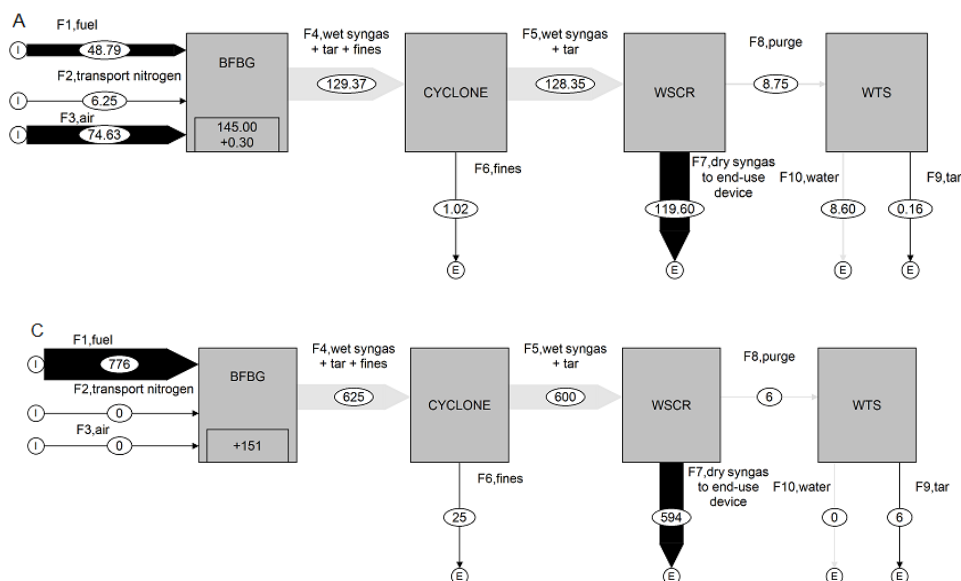


Figura 1: Analisi dei flussi di materia ed energia attraverso l'impianto di gassificazione nella sua configurazione iniziale. A) massa totale (kg/h); C) feedstock energy (MJ/h)

BFBG:gassificatore, WSCR=torre di lavaggio, WTS=impianto trattamento acque

I risultati dell'analisi riportano quantificati in maniera netta tutti i flussi di output, cioè i residui del processo, siano essi solidi o liquidi, determinati dai trattamenti di pulizia del gas di sintesi prodotto dal processo di gassificazione al fine di consentirne l'utilizzo in una turbina a gas o un motore a combustione interna, ma da un'analisi di SFA relativa al carbonio e dell'energia di *feedstock* è stato possibile comprendere il vantaggio del riciclo dei fini raccolti dal ciclone sul fondo del reattore (25 MJ/h, essendo questi ultimi risultati da analisi di laboratorio particolarmente ricchi in carbonio). Questa soluzione non soltanto ha consentito di evitare un residuo di processo, ma di aumentare l'efficienza complessiva del processo stesso in termini di resa di syngas, di conversione del carbonio e dunque in termini energetici.

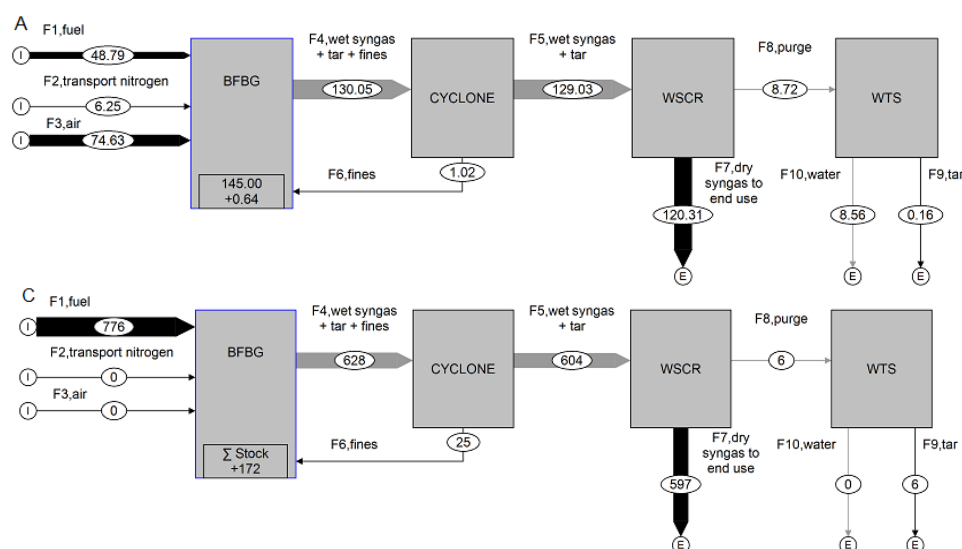


Figura 2: Analisi dei flussi di materia ed energia attraverso l'impianto di gassificazione con l'adozione del riciclo della corrente di particolato solido

A) massa totale (kg/h); C) feedstock energy (MJ/h)

BFBG:gassificatore, WSCR=torre di lavaggio, WTS=impianto trattamento acque

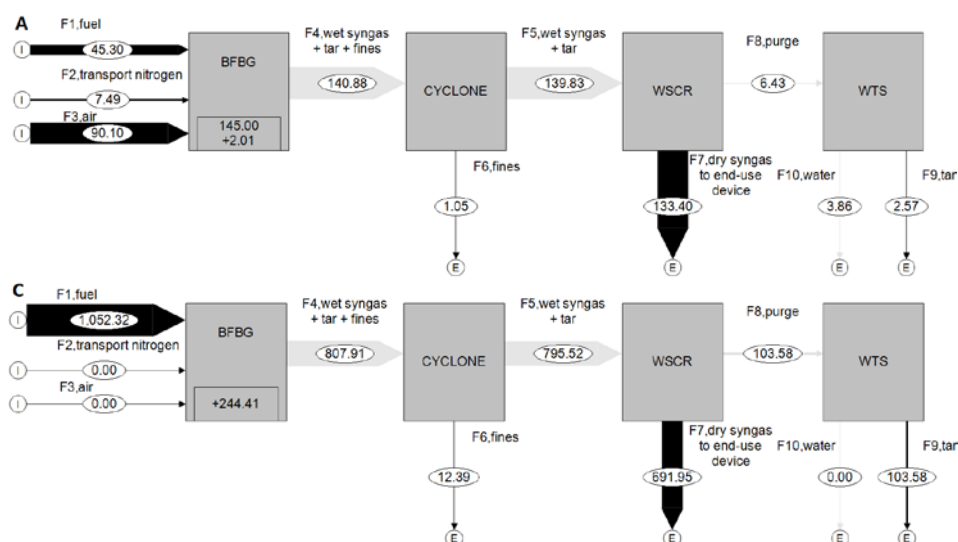


Figura 3: Analisi dei flussi di materia ed energia attraverso l'impianto di gassificazione nella sua configurazione iniziale. A) massa totale (kg/h); C) feedstock energy (MJ/h)

BFBG:gassificatore, WSCR=torre di lavaggio, WTS=impianto trattamento acque

Un risultato simile si è ottenuto nel caso della gassificazione rifiuto plastico, in cui il riciclo dei tar (circa 104 MJ/h), composti catramosi ad elevato tenore di carbonio, ha consentito di aumentare le efficienze energetiche del processo. L'analisi relativa alla feedstock energy ha inoltre garantito la determinazione della quantità di energia investita dal processo in entrambi i casi per la conversione del rifiuto, 151 MJ/h pari a circa il 19.5% nel caso di una biomassa ligneo cellulosica e 244 MJ/h pari ad oltre il 23% nel caso di un rifiuto plastico.

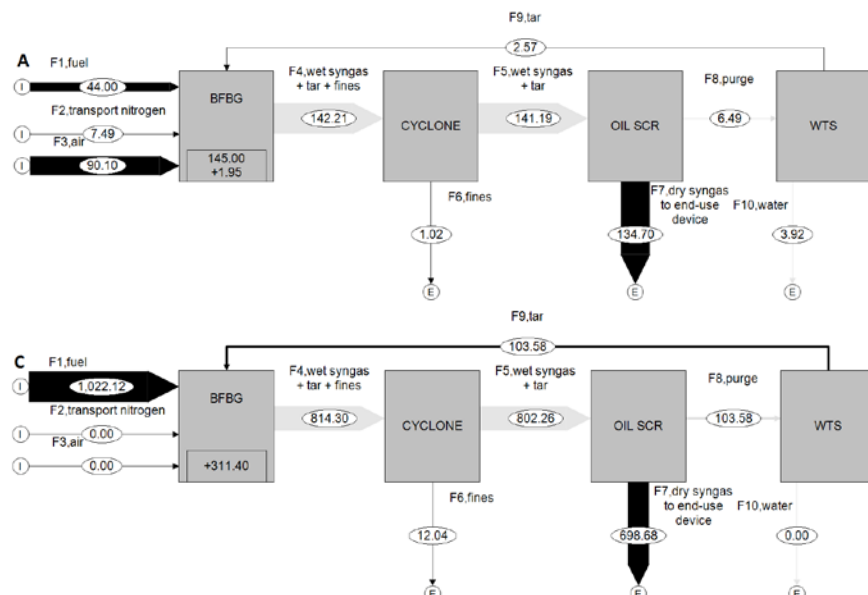


Figura 4: Analisi dei flussi di materia ed energia attraverso l'impianto di gassificazione con l'adozione del riciclo della corrente di catrami (tar). A) massa totale (kg/h); C) feedstock energy (MJ/h)

BFBG:gassificatore, WSCR=torre di lavaggio, WTS=impianto trattamento acque

Nella Figura 5 si riporta un'analisi dei flussi di energia comparata in cui, utilizzando pollina come combustibile (Di Gregorio et al., 2014), un materiale particolarmente ricco di metalli bassofondenti in grado di causare problemi al processo di fluidizzazione nel reattore, è stato possibile ottimizzare il processo mettendo in relazione i risultati di laboratorio con il crescente aumento di richiesta di energia nella zona di reazione al variare delle condizioni operative (da 12 a 16 MJ/kg, Figure A e C rispettivamente).

Adottando una seconda pollina nelle stesse condizioni operative del caso A (Figura C) è stato possibile relazionare i peggiori risultati ottenuti in termini di efficienze energetica del processo con la maggiore richiesta di energia nella conversione in gas del rifiuto di partenza (22 MJ/kg), a causa del maggiore tenore di metalli bassofondenti presenti al suo interno, come rivelato dalle successive analisi di laboratorio.

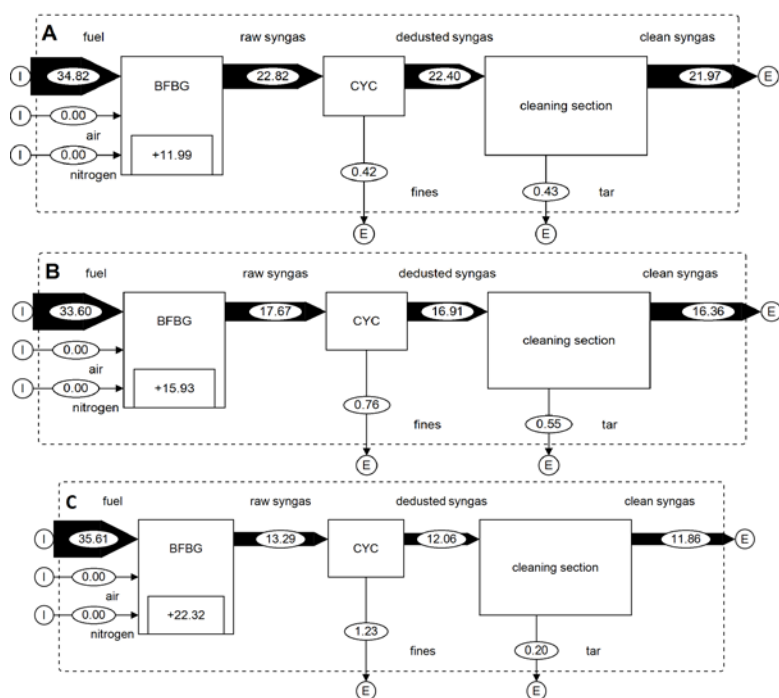


Figura 5. Analisi della feedstock energy (MJ/h). Test con pollina1 a rapporto di equivalenza pari a 0.34 e temperatura del letto di 750°C (A) e 800°C (B). Sul fondo: test con pollina2 per un rapporto di equivalenza pari a 0.34 e temperatura del letto di 750 °C

3. Approccio integrato SFA/LCA per la definizione di sistemi integrati per la gestione dei rifiuti solidi urbani

Un nuovo approccio metodologico basato sull'impiego combinato dell'analisi dei flussi di materia e di sostanza (MFA/SFA) e di studi di valutazione del ciclo di vita (LCA) è stato proposto per la pianificazione della gestione dei rifiuti urbani di alcune Regioni e Province italiane. Lo scopo è quantificare le portate massiche di rifiuto e quelle dei loro principali elementi chimici, al fine di fornire un supporto scientifico al processo decisionale ed assicurare che gli input tecnici a questo processo siano contemporaneamente trasparenti e rigorosi. Il ruolo di ciascuna delle opzioni di gestione dei rifiuti (filiera del riciclo, trattamenti biologici e termici), così come quello di differenti scenari di gestione, sono stati conseguentemente definiti e quantificati. Dall'analisi comparata dei diversi scenari si sono poi valutati i benefici ottenibili dall'applicazione di diversi livelli di separazione alla fonte e raccolta differenziata assieme ai trattamenti biologici della frazione organica da raccolta differenziata e a quelli termici dei rifiuti residuali indifferenziati non riciclabili.

Si è così definito uno scenario di Piano e si sono per esso determinate le esigenze impiantistiche con riferimento al bacino considerato.

Una serie di studi di LCA pubblicati su riviste scientifiche internazionali è stata attentamente selezionata ed impiegata per valutare le singole opzioni che definiscono lo schema complessivo di gestione dei rifiuti urbani, identificando i processi specifici e, dove possibile, le tecnologie da preferire. In questo contesto la separazione alla fonte e la raccolta differenziata sono assunti come la base di tutto il sistema di gestione dei rifiuti, purché siano attuate a livelli quantitativi e qualitativi elevati. Si sono poi condotte analisi dei flussi di materia e di sostanza, specifiche per ciascuna delle opzioni selezionate, nella convinzione che la complessità della composizione dei rifiuti imponga di tenere in conto non solo masse e volumi da gestire ma anche tipo e quantità di elementi e composti chimici contenuti nelle singole frazioni merceologiche. Si è pertanto definita una composizione elementare del rifiuto urbano, estesa anche ad alcuni composti di interesse pur se presenti in basse concentrazioni, utilizzando diverse fonti bibliografiche ed elaborandone i dati. Da questa base si sono sviluppati bilanci di materia, estendendoli anche alle principali specie atomiche (carbonio, cloro, cadmio, mercurio, piombo) e valutando i coefficienti di trasferimento di tali elementi in tutti i processi di trattamento selezionati. A titolo esemplificativo in Figura 6 è mostrata l'analisi dei flussi di carbonio nel sistema di gestione dei rifiuti urbani progettato. I risultati mostrano che il carbonio è principalmente trasferito nei flussi di export dei processi di trattamento termico e biologico (68.4%), per il 23.1% conservato nei prodotti riciclati e soltanto per l'8.4% deposto in discarica.

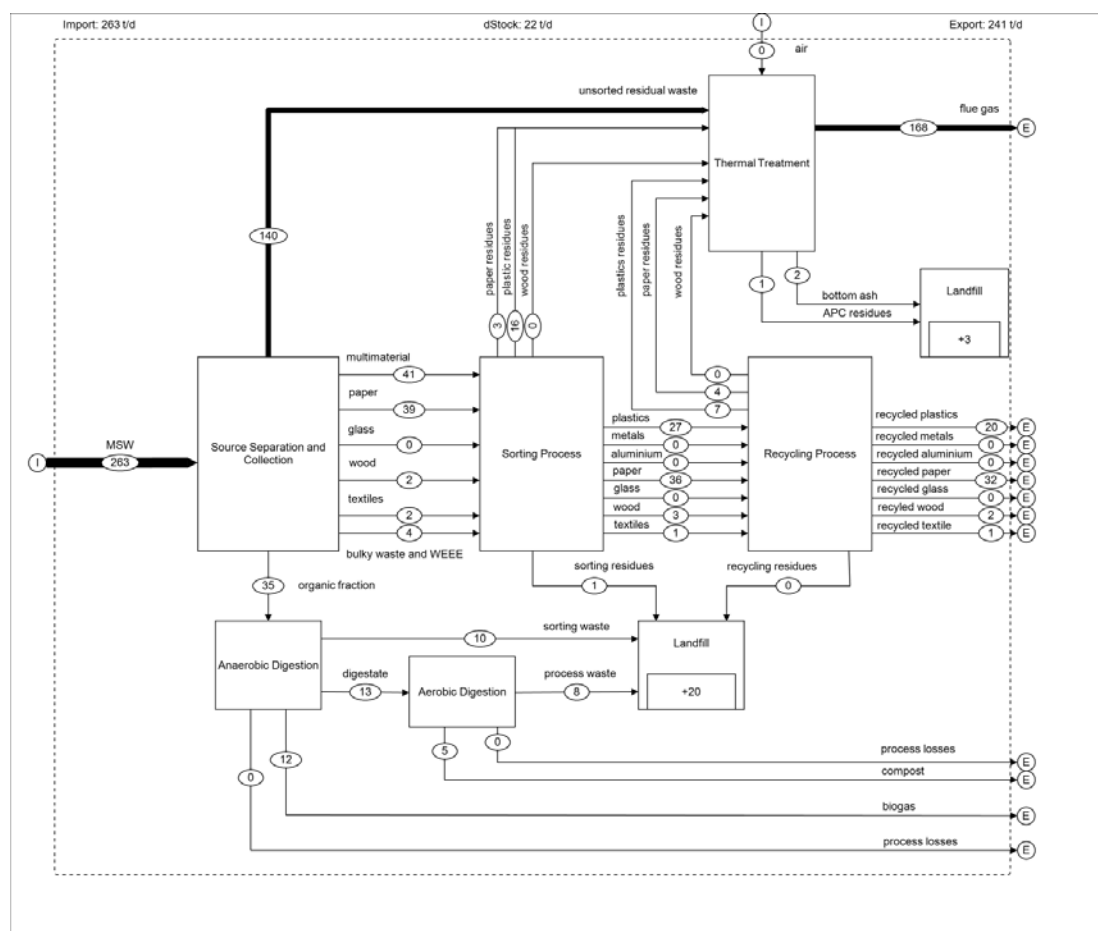


Figura 6: Analisi dei flussi di carbonio per il sistema di gestione dei rifiuti progettato per un livello di raccolta differenziata del 50%, per una produzione di 1000 t/g di rifiuto urbano
(I: flussi di input; E: flussi di export; dStock: materiale accumulato)

Per motivi di spazio non si riportano i diagrammi di flusso per la SFA per le altre sostanze, ma va sottolineato che l'aumento del livello di raccolta differenziata dal 35% al 65% determina un aumento del Cd e del Pb trasferito in discarica dall'8.9 al 25.1% e dal 5.5 al 14.5%, rispettivamente, a causa dei residui di processo degli impianti di selezione e riciclo delle frazioni secche. L'analisi della feedstock energy per lo scenario di raccolta differenziata del 50% rivela inoltre che il sistema di gestione progettato rende disponibile oltre il 70% dell'energia per la generazione di potenza e calore e soltanto il 7% dell'energia chimica del rifiuto è persa nel conferimento in discarica. Per specifici processi contenuti nello schema di gestione è stata condotta un'analisi integrata SFA/LCA per poter quantificare i carichi ambientali ad esso correlati. Di seguito si riporta quella relativa ai trattamenti termici (Arena e Di Gregorio, 2013).

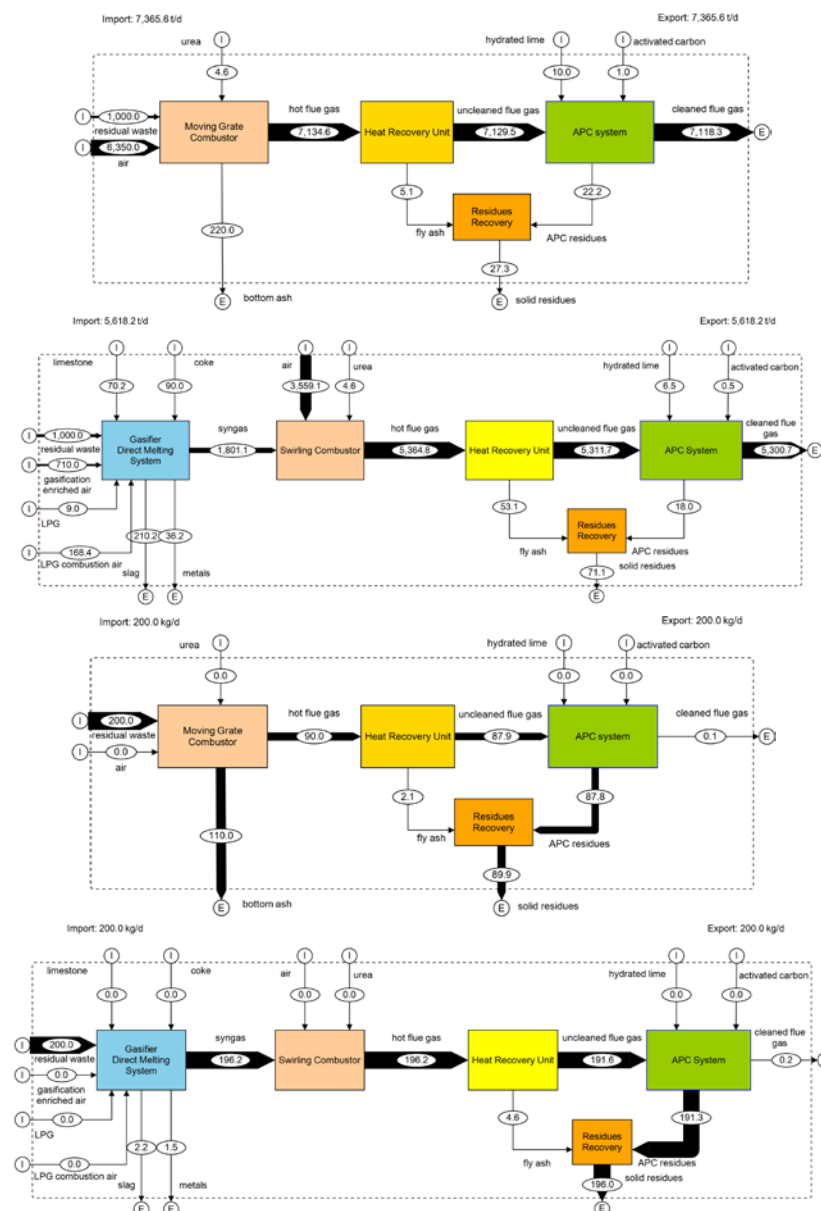


Figura 7: Analisi di flusso di materia in t/g (in alto) e di sostanza in kg/g di Pb (sul fondo) per impianti di combustione e di gassificazione di rifiuti urbani basati sulle tecnologie più diffuse

Tra i processi di termovalorizzazione dei rifiuti urbani, quello di combustione diretta basato sull'utilizzo di una griglia mobile garantisce la massimizzazione del recupero energetico grazie all'esperienza di decenni in tutto il mondo, quello di gassificazione basato sulla tecnica di fusione diretta delle ceneri permette di massimizzare il recupero di materia grazie alla generazione di uno slag vetroso sul fondo del reattore, sostanzialmente privo di Pb e Zn, che supera positivamente i test di lisciviazione ed estrazione acida, il che ne consente un riutilizzo diretto per applicazioni specifiche.

I risultati in termini di LCA per la specifica tecnologia di combustione adottata, riportati nello studio di Ardolino et al., evidenziano che *Respiratory Inorganics*, *Global Warming* e *Non-Renewable Energy* sono le categorie di impatto maggiormente interessate dagli impianti *Waste-to-Energy*, e che la quantità di energia generata in primis e la possibilità di recuperare metalli dalle ceneri di fondo poi, sono elementi imprescindibili per garantire la sostenibilità ambientale di questo tipo di processo.

4. Conclusioni

I risultati riportati indicano che l'integrazione di strumenti di analisi oggettivi quali SFA e LCA sono in grado di favorire valutazioni definitive su processi soggetti a forte esposizione mediatica quali quelli relativi al trattamento termico dei rifiuti, essendo basate su un estensivo utilizzo di dati primari e su studi scientifici di settore. D'altro canto bisogna ricordare che nessuna soluzione può risultare come "l'unica soluzione" da adottare sempre ed in ogni luogo, per cui l'analisi integrata SFA/LCA deve sempre essere contestualizzata con la specificità del territorio dove ricadono le scelte proposte dall'analisi, tenendone in conto la storia, le usanze e le tradizioni.

5. Bibliografia

Ardolino F, Di Gregorio F e Arena U 2014, 'Impatti ambientali del processo di termovalorizzazione di rifiuti urbani: un approccio misto LCA e SFA', VIII Convegno della Rete Italiana di LCA, Firenze, 19-20 giugno 2014

Arena, U e Di Gregorio, F 2013, 'Element Partitioning in Combustion- and Gasification-based Waste-to-Energy Units, Waste Management, 33:1142-1150

Arena, U e Di Gregorio, F 2014, 'A waste management planning based on substance flow analysis'. Resour. Conserv. Recycling, 85:54-66

Arena, U, Di Gregorio, F, Santonastasi, M 2010, 'A techno-economic comparison between two design configurations for a small scale, biomass-to-energy gasification based system. Ch.Eng.J. 162:580-590

Arena, U, Di Gregorio, F, Amorese, C, Mastellone ML 2011, 'A Techno-Economic Comparison of Fluidized Bed Gasification of Two Mixed Plastic Wastes'. Waste Management, 31:1494-1504

Di Gregorio F, Santoro D, Arena U 2014, 'The effect of ash composition on gasification of poultry wastes in a fluidized bed reactor'. Waste Management & Research, 32 (4).

Relazioni su invito

Si ringraziano i seguenti relatori intervenuti alle sessioni di lavoro per la loro professionalità e per l'attenzione attribuita all'evento:

- Camillo de Camillis, FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations, *LEAP Partnership: towards guidelines to measure the environmental footprint of live-stock sectors*;
- Riccardo Basosi, Rappresentante Italiano nel Comitato Energia di H2020 e delegato MIUR per il SET Plan, *ENERGY 2014-2015: per una strategia della ricerca italiana verso Europa 2020*;
- Serenella Sala, DG JRC European Commission, Ispra, *Updates on impact assessment improvement and normalisation factors for PEF*;
- Paolo Masoni, ENEA, Presidente Associazione Rete Italiana LCA, *Un anno di LCA in Italia*;
- Rubina Riccomagno, Magneti Marelli SPA, *Green engagement in Magneti Marelli: overview sui progetti LCA*;
- Francesco Bonino, Centro Ricerche Fiat, *LCA di un veicolo completo: confronto Fiat 500L metano vs benzina*;
- Holger Oest/Enrico Rebaudo, Continental, *Clean power: Technology and trends for future sustainability of Automotive Engines*;
- Francesco Del Pero, Università degli Studi di Firenze, *Studio LCA di un veicolo metropolitano pesante*;
- Daniele Pace, Altran Italia S.p.A., *LCA sui sistemi di trasporto su rotaia: case study and case history*.

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

Pubblicata on-line nel giugno 2014

con il patrocinio di:



MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE



SETAC ITALIAN BRANCH



ISPRA



ISBN 978-88-8286-306-7