
XI Convegno della Rete Italiana LCA

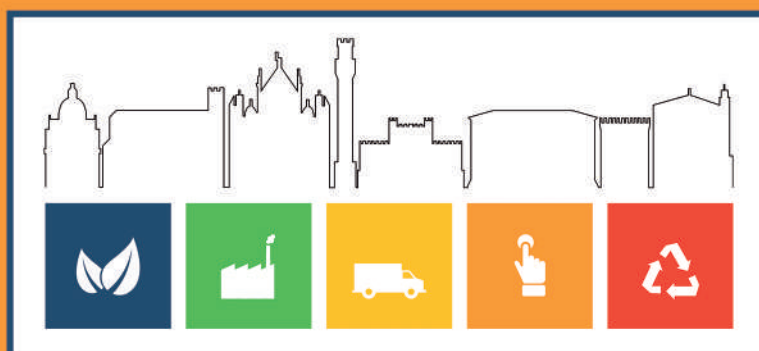
Resource Efficiency e Sustainable Development Goals: il ruolo del Life Cycle Thinking

Siena
22 – 23 giugno 2017

a cura di Valentina Niccolucci, Arianna Dominici Loprieno,
Simone Maranghi, Simona Scalbi



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



Atti del XI Convegno della Rete Italiana LCA

Resource Efficiency e Sustainable Development Goals: il ruolo del Life Cycle Thinking

Siena, 22-23 giugno 2017

A cura di Valentina Niccolucci, Arianna Dominici Loprieno, Simone Maranghi, Simona Scalbi

Immagini del volume a cura di Paola Sposato

2017 ENEA

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

ISBN: 978-88-8286-352-4

Revisione editoriale: Giuliano Ghisu

Copertina: Cristina Lanari

SOMMARIO

COMITATO SCIENTIFICO	i
----------------------	---

COMITATO ORGANIZZATORE	iii
------------------------	-----

PREFAZIONE	iv
------------	----

PRESENTAZIONI ORALI	1
---------------------	---

<u>SESSIONE I: RESOURCE EFFICIENCY E LIFE CYCLE THINKING</u>	1
---	---

<i>Assessment of resource efficiency in a life cycle perspective: the case of reuse</i> F. ARDENTE, P. TECCHIO, S. BOBBA, F. MATHIEUX	2
--	---

<u>SESSIONE II: LIFE CYCLE SUSTAINABILITY ASSESSMENT, ECONOMIC GROWTH AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOALS</u>	10
--	----

<i>Which role for Life Cycle Thinking in the definition of meaningful indicators for the circular economy?</i> M. NIERO, M.Z. HAUSCHILD	11
--	----

<i>Biowaste for biofuel production: a sustainability assessment by means of LCA and emergy</i> F. SALADINI, N. PATRIZI, F.M. PULSELLI, S. BASTIANONI	20
---	----

<i>Life cycle assessment of a charging station for electric bicycles</i> G. MONDELLO, R. SALOMONE, L. GIUTTARI	29
---	----

<i>Valutazione LCA per la minimizzazione dell'impatto ambientale nello sfruttamento della risorsa geotermica</i>	38
M.L. PARISI, M. BRAVI, M.C. BARATTO, R. BASOSI	
<i>Analisi del ciclo di vita del laterizio: un caso studio in Piemonte</i>	47
C. CARBONARO, F. THIEBAT	
<i>Life cycle assessment of rare earth elements production: case study from a monazite-based in Brazil</i>	55
F.M. DA R. DE S. LIMA, G.A. LOVÓN-CANCHUMANI, L.M. TARAZONA ALVARADO, M. SERRA SAMPAIO	
<i>Analisi del ciclo di vita e Product Category Rules di prodotti emoderivati</i>	64
E. NERI, R.M. PULSELLI, B. RUGANI, M. MARCHI, M. BONALDI	
<i>Life cycle assessment of a novel polyhydroxyalkanoates production process with mixed microbial cultures fed on winery waste</i>	72
L. VOGLI, S. RIGHI, S. MACRELLI, P. GALLETTI, C. SAMORÌ, R. CONTI, C. TORRI, E. TAGLIAVINI	
<u>SESSIONE III: SVILUPPI METODOLOGICI DI LCA, LCC E SLCA E INTEGRAZIONE CON ALTRI STRUMENTI PER STUDI DI SOSTENIBILITÀ</u>	80
<i>Organisational LCA for supporting environmental management towards sustainability of production patterns: the case of agricultural machinery</i>	81
S. D'ANGELO, G. GARAVINI, E. BREDA, S. RIGHI, M. QUARANTA, A. ZAMAGNI	
<i>The uncertainty analysis in LCA studies: state of the art</i>	89
A. MAZZI, M. MASON, S. TONIOLO, F. MARZOTTO, A. SCIPIONI	
<i>Social Life Cycle Assessment of a textile product</i>	98
P. LENZO, M. TRAVERSO, R. SALOMONE, G. IOPPOLO	
<i>Social Life Cycle Assessment per il settore lattiero caseario: focus sulla comunità locale</i>	109
I. MASSA, M.C. LUCCHETTI, G. ARCESE, O. MARTUCCI	

<u>SESSIONE IV: WATER - FOOD - ENERGY - WASTE</u>	116
<i>Il prolungamento della shelf-life come strategia di mitigazione dell'impatto nelle filiere agro-alimentari: il caso studio del grissino integrale</i>	117
J. BACENETTI, V. GIOVENZANA, M. NIERO, C. INGRAO, R. GUIDETTI	
<i>Life Cycle Assessment applicata alla Provola delle Madonie</i>	125
M. CELLURA, M. A. CUSENZA, S. LONGO, F. GUARINO, M. MISTRETTA	
<i>Structure and pattern of food consumption in Italian household: an analysis of impact on climate change and land use</i>	133
A. K. CERUTTI, S. SALA, A. PIETTA, M. SECCHI	
<i>Valutazione dei potenziali impatti ambientali legati a due opzioni di trattamento dei rifiuti organici in Abruzzo</i>	142
E. MANCINI, I. ARZOUMANIDIS, A. RAGGI	
<i>Evaluating exposure to pesticides in banana production systems: an expert elicitation approach</i>	150
S. DI CESARE, C. MACOMBE, S. GRIMBUHLER, L. PETTI, D. LOEILLET	
<i>Improving resource efficiency in the cultivation of bread wheat through precision agriculture</i>	159
R. VILLANI, S. BOSCO, F. DRAGONI, M. RUGGERI, P. MERIGGI, C. TOZZINI, G. RAGAGLINI	
<i>Substitution of energy crops with bio-waste in an existing anaerobic digestion plant: an environmental and energetic analysis</i>	166
F. DI MARIA, F. SISANI, M. LASAGNI	
<i>Can renewable energy sources improve the environmental performances of microalgae oil production system?</i>	175
S. JEZ, D. SPINELLI, A. FIERRO, M. ARESTA, A. DIBENEDETTO, E. BUSI, R. BASOSI	
<i>Diesel, benzina ed elettrica – un confronto sul ciclo di vita dall'utilitaria alla familiare</i>	182
P. GIRARDI, C. BRAMBILLA	
<i>Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) applied to an innovative agri-food production practice: the aquaponics. A case study in the WWF Oasis of Valle Averte (Veneto, Italy)</i>	191
A. A. FORCHINO, E. CANNARSA, S. MAIOLO, D. BRIGOLIN, R. PASTRES	

<i>Evaluating the variability of life cycle inventories of primary tillage via different operational parameters</i>	198
S.H. MOUSAVI-AVVAL, G. TASSIELLI, P.A. RENZULLI, B. NOTARNICOLA	

<u>SESSIONE V: PEF E OEF - ESPERIENZE APPLICATIVE E POSSIBILI UTILIZZI NELLE POLITICHE AMBIENTALI</u>	207
--	-----

<i>Implementing life-cycle approaches and tools: experiences and learnings from Aptar Italia</i>	208
M. DEL GROSSO, A. SIMBOLI, A. RAGGI, N. CUTARELLA	

<i>Valutazione del profilo ambientale di un sistema di trattamento di rifiuti con un approccio tipo Organisation Environmental Footprint</i>	217
B. NOTARNICOLA, P. A. RENZULLI, G. TASSIELLI, G. FEDELE	

<i>Product Environmental Footprint and the wine sector: a recent case study</i>	226
D. TONON, A. ZAMAGNI, G. GARAVINI, L. CHIUSANO, P. MASONI	

POSTER	235
---------------	-----

<i>Life Cycle datasets of the Italian stone production chain</i>	236
I. BIANCO, G. A. BLENGINI	

<i>LCA methodology on solar radiation influx control strategies in buildings: a review</i>	244
J. D. BLANCO CADENA, M. LAVAGNA, T. POLI	

<i>Water Footprint Assessment vs Life Cycle Assessment: how spatiotemporal variation could influence impact assessments</i>	253
D. D. CHIARELLI, F. RECANATI, P. MELIÀ, M. C. RULLI	

<i>LCA, raccolta dati di inventario e fasi del ciclo di vita degli edifici</i>	262
A. DALLA VALLE, M. LAVAGNA, A. CAMPIOLI	

<i>An integrated framework for the assessment of life cycle costs and environmental impacts of food waste</i>	271
F. DE MENNA, J. DAVIS, K. ÖSTERGREN, N. UNGER, M. LOUBIERE, M. VITTUARI	

<i>La Social Life Cycle Assessment a supporto del Supply Chain Management</i> M. D'EUSANIO, A. ZAMAGNI, L. PETTI	279
<i>LCA di prodotto-servizio: il caso di studio di un lavamano automatico</i> G. DOTELLI, E. VIGANÒ	288
<i>Applicazione della Water Footprint sviluppata dal WF Network: il caso del Pomodorino del Piennolo del Vesuvio DOP</i> M. FERRARA, V. FANTIN, S. RIGHI, C. CHIAVETTA, P. BUTTOL, A. BONOLI	297
<i>Analisi preliminare ambientale della produzione di nanofibre tramite electrospinning</i> P. FRONTERA, F. PANTÒ, A. MALARA, S. SANTANGELO, P. ANTONUCCI	305
<i>Benchmark LCA e uso di EPD nei Green Building Rating System</i> S. GANASSALI, M. LAVAGNA, A. CAMPIOLI	312
<i>Impronta idrica della produzione elettrica da cicli combinati a gas naturale in Italia</i> A. GARGIULO	321
<i>Procedure di allocazione nella metodologia LCA e tendenze settoriali verso un'economia circolare</i> S. GIORGI, M. LAVAGNA, A. CAMPIOLI	330
<i>Produzione di latte e impatto ambientale: effetto del sistema colturale e della razione somministrata alle bovine</i> G. GISLON, L. BAVA, J. BACENETTI, A. TAMBURINI, M. ZUCALI, A. SANDRUCCI	339
<i>Choosing the LCA impact categories for the building sector</i> A. INVIDIATA, M. LAVAGNA, E. GHISI	348
<i>Un nuovo approccio per la valutazione del consumo e dell'impatto ambientale sulla risorsa idrica nei sistemi agricoli</i> D. LOVARELLI, J. BACENETTI	356
<i>Sviluppo di un approccio integrato per la valutazione ambientale di sistemi fotovoltaici di nuova generazione: le perovskiti</i> S. MARANGHI, M. L. PARISI, A. SINICROPI, R. BASOSI	364

<i>Self cleaning nano-technology application on a new antibacterial insect screen: an attributional LCA study for quantifying energy and water savings</i>	373
S. MARANGHI, F. BORGHETTI, R. BASOSI, E. BUSI	
<i>L'impronta carbonica delle organizzazioni: confronto tra due micro-birrifici italiani</i>	380
P. MASOTTI, E. GIORGI, B. CAMPISI, P. BOGONI	
<i>Emergy resource-based life cycle analysis of solidoxide fuel-cell power systems</i>	389
A. MEHMETI, C. BOIGUES MUÑOZ, S.J. MCPHAIL	
<i>La valutazione LCA nell'ambito del progetto cluster P.RE.MURA.</i>	397
A. MELONI	
<i>City Environmental Footprint – a framework in support of urban sustainability and Sustainable Development Goals</i>	405
N. MIRABELLA, K. ALLACKER	
<i>A review of industrial sustainability indicators for Life Cycle Sustainability Assessment</i>	414
A. NERI, P. MELIÀ, E. CAGNO, A. TRIANNI	
<i>Studio di fattibilità della valorizzazione energetica di residui agro-industriali attraverso fermentazione anaerobica (biogas)</i>	423
E. NERI, F. PASSARINI, M. BRIANI, I. VASSURA, U. MENCHERINI	
<i>Stima ex-ante della Carbon Footprint del Convegno annuale della Rete Italiana LCA 17: una proposta per il futuro</i>	430
E. NERI, N. PATRIZI, N. MARCHETTINI, S. BASTIANONI	
<i>Aumentare la consapevolezza nel consumatore può indurre un cambiamento nelle abitudini alimentari? Un progetto dell'Università di Siena sui fontanelli per la distribuzione di acqua potabile</i>	439
V. NICCOLUCCI, M. MOZZILLO, M. L. PARISI, R. BASOSI, S. BASTIANONI	
<i>Life Cycle Inventory del trattamento dei rifiuti speciali non pericolosi di un'azienda polisettoriale della Provincia di Taranto: verso la Organization Environmental Footprint (OEF)</i>	447
B. NOTARNICOLA, G. TASSIELLI, P. ALEXANDER RENZULLI, F. LASIGNA, G. LEONE, R. DI CAPUA	
<i>Water Footprint analysis (ISO 14046) of organic Chianti wine production in Tuscany, Italy</i>	455
T. PACETTI, G. CASTELLI, L. ZANCHI	

<i>Tecnological breakthrough for energy efficiency in dyes production: bio-synthetic pathway versus chemical process</i>	463
M. L. PARISI, R. POGNI, R. BASOSI	
<i>LCA application in telecommunication service industries: a literature review</i>	471
M. PAVLOVIC, L. RIGAMONTI	
<i>Sustainability assessment of the restoration of a historical building focusing on the installation of innovative building nanomaterials</i>	480
M. PINI, P. NERI, D. SETTEMBRE BLUNDO, A. M. FERRARI	
<i>Microalgae cultivation in wastewaters for energy purposes: a life-cycle based comparison</i>	489
S. ROSSI, L. RIGAMONTI	
<i>Carbon footprint performance of public school lunch menu provided by an Italian catering company</i>	498
M. SIMONETTO, C. PIERETTO, A. MANZARDO, L. CAMMISA, M.L. PUTIN, A. SCIPIONI	
<i>Analisi di sostenibilità del sistema di gestione dei rifiuti solidi in Baalbek (Libano)</i>	504
R. SPINELLI, A.M. FERRARI, P. NERI, A. BONOLI	
<i>Life Cycle and Life Cycle Assessment within International Standards</i>	513
S. TONIOLO, A. MAZZI, F. FORTUNA, A. SCIPIONI	
<i>The environmental profile of Pecorino Romano PDO. A case study</i>	521
E. VAGNONI, A. FRANCA, C. PORQUEDDU, P. DUCE	
<i>Social hotspots of nanocellulose production</i>	530
C. VALENTE, A. BREKKE	
<i>Produzione industriale di acido tereftalico: analisi del ciclo di vita di vie alternative da fonti rinnovabili</i>	538
M. VOLANTI, F. PASSARINI, D. CESPI, E. NERI, F. CAVANI	
<i>La sostenibilità nel restauro architettonico: valutazione comparativa delle tecniche di pulitura mediante analisi LCA</i>	546
L. VOLPI, R. SPINELLI, E. FRANZONI, A. BONOLI	

The role of Life Cycle Assessment (LCA) and energy efficiency optimization during the early stage of building design 554
S. ZHAO, M. LAVAGNA, E. DE ANGELIS

Succinic acid from giant reed feedstock: greenhouse gas emissions and non-renewable energy use 564
A. ZUCARO, A. FORTE, A. FIERRO

PREMIO GIOVANI RICERCATORI 573

1^ classificato

Packaging solutions for food waste prevention: a methodological framework for LCA-modelling 574
S. NESSI, L. RIGAMONTI, M. GROSSO

2^ classificato

Life Cycle Sustainability Assessment advancements in the automotive lightweight design 583
L. ZANCHI, A. ZAMAGNI, M. DELOGU, M. PIERINI

3^ classificato

Life cycle assessment of shale gas in the UK 592
C. TAGLIAFERRI, P. LETTIERI, C. CHAPMAN

Comitato Scientifico

Michela Aresta

Consorzio Interuniversitario Nazionale per la Reattività Chimica e la Catalisi (CIRCC)

Grazia Barberio

ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Laboratorio Valorizzazione delle risorse nei sistemi produttivi e territoriali (SSPT-USER-RISE)

Simone Bastianoni

Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente (DSFTA)

Maurizio Cellura

Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di energia, ingegneria dell'informazione e modelli matematici (DEIM)

Vito D'Incognito

Take Care International, Milano

Arianna Dominici Loprieno

ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali

Monica Lavagna

Politecnico di Milano, Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito (ABC)

Paolo Masoni

ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali

Anna Mazzi

Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Marina Mistretta

Università Mediterranea di Reggio Calabria, Dipartimento Patrimonio, Architettura, Urbanistica (PAU)

Bruno Notarnicola

Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento Jonico

Maria Laura Parisi

Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia (DBCF)

Andrea Raggi

Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia (DEc)

Lucia Rigamonti

Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA)

Serena Righi

Università di Bologna, Campus di Ravenna, Dipartimento di Fisica e Astronomia (DIFA) e Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA)

Roberta Salomone

Università degli Studi di Messina, Dipartimento di Economia

Simona Scalbi

ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Laboratorio Valorizzazione delle risorse nei sistemi produttivi e territoriali (SSPT-USER-RISE)

Antonio Scipioni

Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Alessandra Zamagni

Ecoinnovazione srl, spin-off ENEA, Padova

Comitato Organizzatore

Simone Bastianoni

Università degli Studi di Siena

Nadia Marchettini

Università degli Studi di Siena

Anna Mazzi

Università degli Studi di Padova

Marina Mistretta

Università Mediterranea di Reggio Calabria

Elena Neri

Università degli Studi di Siena

Maria Laura Parisi

Università degli Studi di Siena

Nicoletta Patrizi

Università degli Studi di Siena

Rebecca Pogni

Università degli Studi di Siena

Andrea Raggi

Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara

Serena Righi

Università di Bologna, Campus di Ravenna

Roberta Salomone

Università degli Studi di Messina

Annalisa Santucci

Università degli Studi di Siena

Segreteria Tecnica

Simone Maranghi e Valentina Niccolucci

Università degli Studi di Siena

convegnoretelca2017@gmail.com

PREFAZIONE

L'Associazione Rete Italiana LCA è nata nel giugno 2012 al fine di promuovere l'approccio di ciclo di vita nella definizione di strategie per lo sviluppo sostenibile. Le sue attività scientifiche e formative, contraddistinte da entusiasmo e dinamicità, hanno dato un grande impulso in questi anni alla diffusione della metodologia della Life Cycle Assessment (LCA) e hanno condotto l'Associazione Rete Italiana LCA ad essere un punto di riferimento nel dibattito nazionale sulla metodologia LCA e su gli strumenti di metrica della sostenibilità.

Tra le attività di divulgazione scientifica realizzate dall'Associazione Rete Italiana LCA di particolare rilevanza è il Convegno nazionale, che ogni anno costituisce il principale momento di confronto e scambio di esperienze scientifiche, metodologiche e applicative, tra le realtà operanti in ambito LCA in Italia.

Quest'anno il VI Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA, che è stato anche l'XI Convegno della Rete Italiana LCA, si è svolto a Siena, con il patrocinio di Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, SETAC Italian Branch, Università di Siena, Società Chimica Italiana, Ordine dei Chimici della Toscana, Ordine degli Ingegneri della Provincia di Siena, Provincia di Siena, Comune di Siena.

La rilevanza e l'interesse dei temi affrontati dal Convegno annuale dell'Associazione Rete Italiana LCA sono testimoniati dal numero sempre crescente degli iscritti, che anche quest'anno sono stati più di cento, e dalla presenza di esponenti internazionali della ricerca di settore, che lavorano in centri di ricerca e in università italiane ed europee in ambito LCA e che ogni anno partecipano sempre più numerosi all'evento.

Tema dell'evento è stato il ruolo del Life Cycle Thinking (LCT) a supporto della *Resource Efficiency e dei Sustainable Development Goals (SDGs)*. L'approccio del Life Cycle Thinking (LCT) è diventato ormai un pilastro della politica ambientale dell'Unione Europea e le politiche nazionali e comunitarie sull'uso efficiente delle risorse riguardano i più svariati settori, tra cui l'edilizia, i trasporti, i sistemi di produzione dell'energia e i prodotti di largo consumo. A livello internazionale si è intrapreso un percorso verso uno sviluppo sostenibile e inclusivo mediante l'adozione dell'Agenda 2030 e dei 17 *SDGs*. Il Convegno ha aperto i lavori sulle suddette tematiche ed ha illustrato l'attuale situazione dell'Italia rispetto al raggiungimento dei target previsti dai *SDGs*, gli sviluppi futuri e la possibile implementazione del LCT nell'ambito delle politiche nazionali.

Gli studi presentati al Convegno e pubblicati in questo volume dimostrano la rilevanza del ruolo del LCT come strumento di supporto per la valutazione ed il miglioramento delle prestazioni ambientali di prodotti, processi e sistemi in termini di uso efficiente delle risorse, ma anche sulla definizione di strategie per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile, includendo gli aspetti economici e sociali.

Per la prima volta, quest'anno, è stata eseguita una stima della Carbon Footprint del Convegno, sulla base delle informazioni fornite dai partecipanti su: luogo di provenienza, modalità di trasporto impiegata, pernottamento, tipologia di cibo consumato, stoviglie e consumi nella struttura ospitante. Considerando l'interesse sempre crescente verso il Convegno annuale dell'Associazione Rete Italiana LCA, dimostrato dal progressivo incremento degli iscritti di anno in anno, i risultati di tale stima, sebbene frutto di una valutazione preliminare, potranno indurre l'Associazione a operare una riflessione per individuare gli step del Convegno con maggiori criticità ambientali e delineare azioni di mitigazione.

Questo volume raccoglie 70 lavori scientifici, presentati durante le sessioni tematiche orali e le sessioni poster, a seguito di un processo di *double peer review*, gestita dal Comitato Scientifico.

In dettaglio, i contributi scientifici pubblicati sono stati suddivisi nelle seguenti sezioni: Life Cycle Sustainability Assessment, Economic Growth and Sustainable Development, Sviluppi metodologici di LCA, LCC e SLCA e integrazione con altri strumenti per studi di sostenibilità, PEF e OEF: esperienze applicative e possibili utilizzi nelle politiche ambientali, Water - Food - Energy – Waste, Poster.

Nell'ultima sezione sono riportati i contributi presentati dai prime tre classificati dell'VIII edizione del Premio Giovani Ricercatori LCA, rivolto ai giovani ricercatori che operano nel campo dell'analisi del ciclo di vita al fine di promuovere la ricerca e divulgare le loro attività.

Simone Bastianoni (*Chair del Convegno*)

Maurizio Cellura (*Presidente dell'Associazione Rete Italiana LCA*)



SESSIONE I

Resource efficiency e Life Cycle Thinking



Assessment of resource efficiency in a life cycle perspective: the case of reuse

Fulvio Ardente^{1*}, Paolo Tecchio¹, Silvia Bobba², Fabrice Mathieux¹

¹European Commission, Joint Research Centre, Directorate for Sustainable Resources

²Department of Environment, Land and Infrastructures Engineering, Politecnico di Torino

Email*: fulvio.ardente@ec.europa.eu

Abstract

This work discusses how a life cycle based approach can be tailored for the assessment of resource efficiency of products, with a specific focus on reuse. A new method is introduced and illustrated on a washing machine case-study. While case-study results prove the environmental benefits of reusing the product, the study also highlights the limits of the LCA approach, as it lacks of robust and widely intelligible impact assessment categories, able to properly capture resource efficiency in a life cycle perspective. The article also provides suggestions for the enhancement of the resource efficiency assessment, as: development of new methods based on the life cycle approach; development of new life cycle impact assessment categories focused on resources; use of detailed inventory flows for specific materials in place of non-robust life cycle impact categories; integration of LCA with other methods (as material flow analysis).

1. Introduction

Since 2003, LCA was recognized by EU policies as the “best framework for assessing the potential environmental impacts of products” (EC, 2003). However, the use of LCA to assess resource efficiency open to some discussions about the methodological assumptions and interpretation of results (Hetherington A. C., 2014). This is more evident when trying to assess strategies for a circular economy, as the promotion of reuse of products.

The prominence of reuse among different end-of-life (EoL) processes of products has been largely stated by both legislation (for example, the European waste hierarchy (EU, 2008)) and scientific community (Graedel and Allenby, 1995; Lindahl et al., 2006). The EU, in its Roadmap to a Resource Efficient Europe, highlighted the need of creating economic opportunities and improved security of supply through greater reuse, substitution of materials and resource savings (EU, 2011). Moreover, reuse has been encouraged by the European Circular Economy Action Plan as one of the strategies to develop a sustainable, low carbon, resource efficient and competitive economy (EC, 2015). Measures to reduce resource consumption and waste generation along the whole cycle of products and to boost reuse are being encouraged by the Ecodesign Directive (through e.g. criteria on durability, minimum time for availability of spare parts, modularity, upgradeability, reparability) (EU, 2009).

However, is reuse an efficient means to enhance resource efficiency? In this regard, how to assess reuse benefits, in a life cycle perspective? “Resource efficiency” can be defined as the function delivered by product per unit of

resources needed to perform the function (Huysman et al., 2015). Resource efficiency encloses the concepts of “energy efficiency” and “material efficiency”. While energy consumption in the life cycle is well captured by some indicators (e.g. the cumulative energy demand), it is still questionable which life cycle indicators are robust enough to assess materials consumption. This article will firstly describe the approach developed for the assessment of reused products within the REAPro method. Secondly, the application of the method to the washing machine case-study will be presented. The results of the case-study will be used as the basis for a more general discussion on the role of the LCA methodology to support circular economy strategies.

2. Method for the assessment of reuse of products

A discarded product (A) has the potential to be reused (by the same or different user) after some processes tailored to restore its useful life. We identify three different reuse situations, depending on the length of the first use of product (A):

- Reuse situation 1) product (A) is reused after a relatively short first lifetime.
- Reuse situation 2) product (A) is reused after an intermediate first lifetime: the time of the first use is higher than a ‘relatively short time’, but smaller than the ‘expected average lifetime’.
- Reuse situation 3) product (A) is reused after an expected average lifetime: the time of the first use is comparable to that expected by the manufacturer for the given product group.

The present article will focus on the ‘reuse situation 3’, which is one of the most common in reuse centres (for example waste collected at the EoL, processed and afterwards sold/leased for a second life). The proposed method evaluates the resource efficiency of a ‘reuse situations’ by setting up two different scenarios (Figure 1), on which LCA is applied:

- a ‘base-case’ scenario, where a product (A), after its first use, undergoes EoL treatments and is substituted by a new product (B).
- a ‘reuse’ scenario, where the product (A), after its first use, undergoes a series of treatments for the reuse and is reused for a ‘second life’.

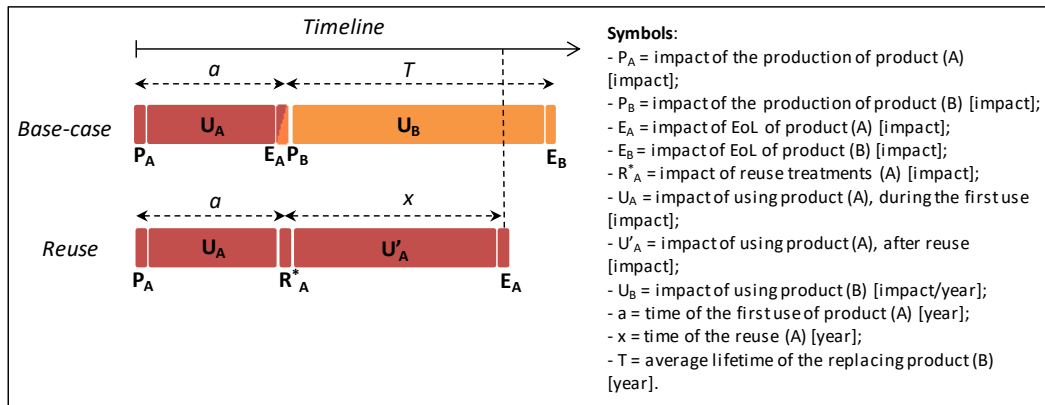


Figure 1. Scenarios for the assessment of a reused product.

The assessment of the resource efficiency of the reused product is based on the difference (Δ_{reuse}) between the impact of the 'standard use' scenario and the impact of the 'reuse' scenario. Positive values of Δ_{reuse} represent a 'beneficial' reuse situation (for a selected impact category). It results that¹:

$$[1] \Delta_{reuse} = \left[\frac{P}{T} + \frac{E}{T} + (\delta - \varphi) \cdot u_A \right] \cdot x - R_A^*$$

LCA results are used as input data for the calculation of values in Figure 1 and equation [1]. In particular the parameter 'R*' groups together all the impacts related to the reuse treatments, including: impacts due to transport to the reuse plant; product's checking for failures; repairs and spare-part substitution; final testing; cleaning and distribution. The parameter ' φ ' represents the changes² in the energy consumption of the reused product (A). The parameter ' δ ' represents the fraction between energy consumption of B and energy consumption of A. In the reuse situation 3, the reused product is environmentally convenient when:

$$[2] (\delta - \varphi) > \frac{1}{u_A} \cdot \left[\frac{R_A^*}{x} - \frac{P + E}{T} \right]$$

3. Case-study: assessment of the reuse of a washing machine

The selected case-study refers to the washing machine (WM) product group, due to the well-established reuse of WMs in Europe and the renewed interest in the resource efficiency of this product group within the on-going revision of ecodesign and energy label implementing measures (JRC, 2016).

The input data for performing the LCA study and the following assessment of the reused product were based on the draft preparatory study on WMs (JRC, 2016), and on scientific literature and inputs from manufacturers (Tecchio et al., 2016). The calculation of life cycle impacts of the case-study WM³ was performed through GaBi software and databases. The impacts of the 'preparation for reuse' operations are based on available statistics on WM repair services, including spare parts replacement (Tecchio et al., 2016)^{4,5}.

¹ The detailed description of parameters and equations is discussed in (Tecchio et al., 2016).

² Values of ' $\varphi > 1$ ' imply that the reused product is downgraded and consumes more energy during the operation than when it was 'brand new'; values of ' $\varphi < 1$ ' imply that the reused product is upgraded after the reuse treatments and it consumes less energy.

³ Main assumptions were: household WM with washing performance 'class A' and spin drying performance 'class B'; weight: 69.6 kg; nominal rate capacity: 7 kg; expected average lifetime: 12.5 years (considering 220 washing cycles/year); energy and a water consumption respectively 147.8 kWh/y and 10,318 l/y.

⁴ The impacts due to on-site repairs (e.g. cleaning, soldering, removing obstructions, sealing, etc.) have been considered negligible.

⁵ For the repair, energy, water, detergent and spare parts were taken in account based on available statistics and stakeholders' information. More in details, overall transport, to and from the reuse centre: 200 km, with a light truck. Testing (pre and post refurbishment), including the running of washing tests: electricity 4.02 kWh; water 140.7 litres. Use of water for washing and cleaning operations: 50 litres of water; 100 g detergent (generic). Use of new spare parts: door seal (6.4 % of cases), drain pump (6.2 %), heater (2 %), PCB (1.1 %), circulation pump (0.1 %).

Table 1: Summary of the environmental impacts used for the assessment of reused WM

Functional unit: 1 WM	P	U	R*	E
Acidification Potential (AP) ^a [Mole of H ⁺ eq.]	2,53E+00	2,84E+00	2,38E-02	8,49E-03
Global Warming Potential (GWP) ^a [kgCO ₂ -eq.]	2,68E+02	1,38E+03	5,26E+00	1,85E+00
Abiotic Depletion Potential (ADP _{el}) ^b [kgSb-eq.]	3,16E-02	6,31E-04	1,01E-04	5,72E-07

^a ILCD impact categories
^b CML 2001 Impact Assessment Method

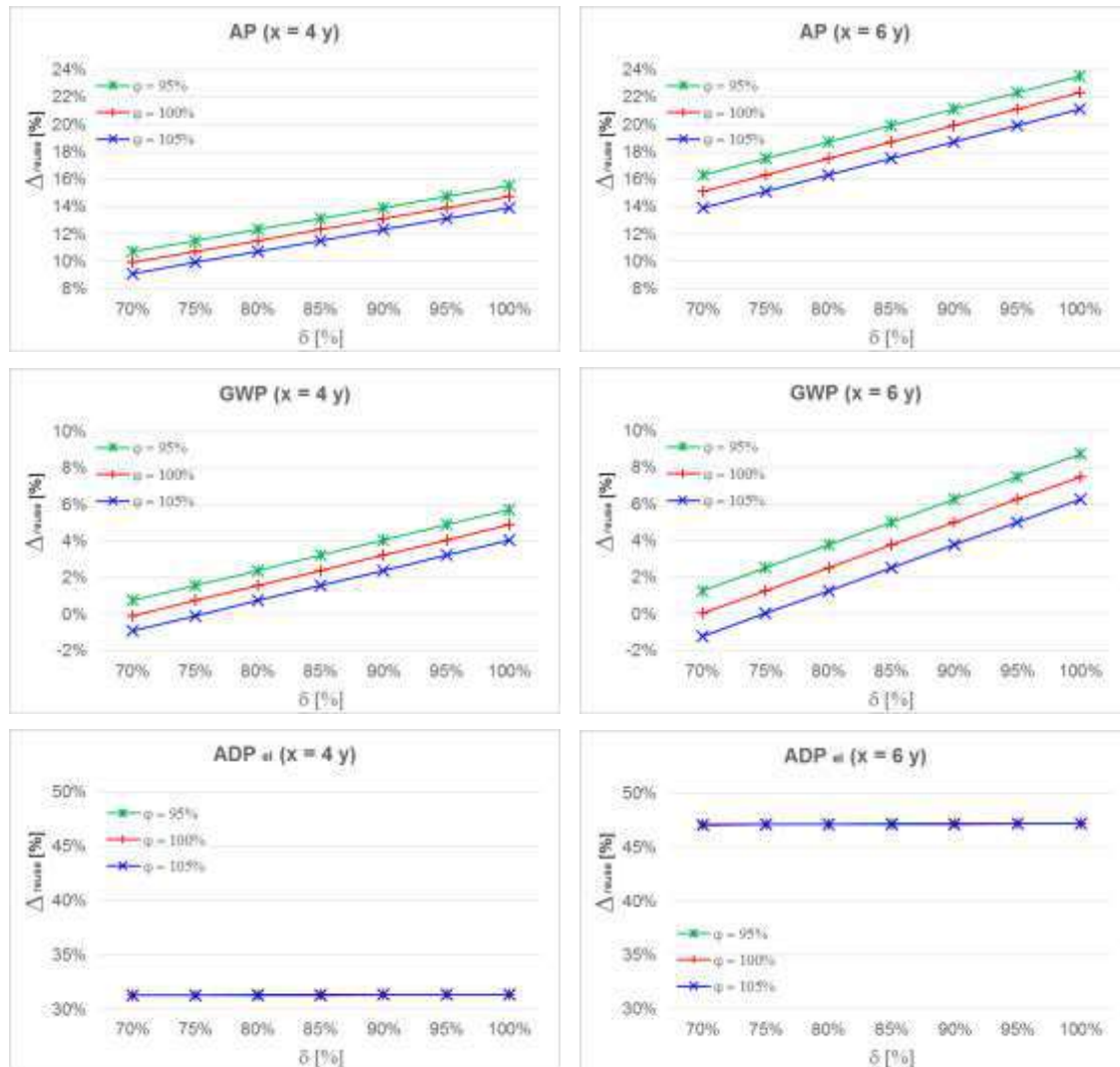


Figure 2: Results of the assessment of reused WM (reuse situation 3) for impact categories: acidification (AP), global warming potential (GWP) and abiotic depletion potential (ADP_{el}).

In this work, three exemplary indicators were selected as representing three different groups of impact categories: 1) impact affected by both the manufacturing and the use phase (i.e. acidification potential - AP); 2) impact largely affected by the energy consumption during the use phase (i.e. Global Warming Potential - GWP); 3) impact largely affected by the manufacturing phase (e.g. the Abiotic Depletion Potential elements - ADP_{el}). Table 1

summarizes the LCIA results of the case-study WM. Successively, Figure 2 shows the assessment of the reuse of the WM for the above-mentioned impact categories (based on equation [1]), considering 4 and 6 years as the time for reuse (x). Results prove that reuse generally implies some benefits for the considered impact categories, even when the replacing product B is characterized by a better energy efficiency. The higher is the time of the reuse (x), the higher can be the life cycle environmental benefits, especially for impact categories largely influenced by energy. For instance, concerning the GWP, considering that the reused WM maintains its performance ($\varphi = 100\%$) and it will be working for additional 6 years, the overall GWP is reduced by 5% compared to the replacement with a WM 10% more energy efficient ($\delta = 90\%$). In some cases the reuse resulted not beneficial for the GWP, for example, when the reused WM is used in place of a product 30% more efficient ($\delta = 70\%$).

Moreover, benefits are higher for those impact categories dominated by resource consumption (e.g. ADP). Indeed, ADP results show that the environmental benefits are influenced by the length of the reuse (x) more than by the decay of performances of the reused product (A) (Figure 2c).

4. LCA and resource efficiency assessment

Looking at Figure 2 results, one could conclude on the relevance of reusing the appliance to achieve some environmental benefits in a life cycle perspective. However, only the ADP_{el} impact category clearly shows a prominence of the reuse. In the case of GWP, benefits are still limited (up to 4% of GWP savings, for 4 years reuse, 6% for 6 years, for $\varphi = 105\%$) and in some scenarios results are negative (i.e. reuse not convenient for GWP).

According to our experience (also shared by various LCA practitioners):

- decision makers generally base their decisions on a limited set of life cycle indicators, mainly GWP and energy consumption indicators (Cerutti et al., 2017; JRC, 2010)

- . These are indeed well-established indicators, generally understood by a wide audience, and also linked to international, national and local policy targets. It is important to remark that energy consumption indicators do not capture the consumption of non-energy materials.

- the ADP_{el} is one of the few indicators that relates to the consumption of non-energy resources⁶, and it can be potentially used to assess “material efficiency”. However, its robustness is at the moment largely questioned within the scientific community (Oers and Guinée, 2016), and its understanding is also very limited for the wider public of stakeholders. Moreover, the characterization factors of the ADP_{el} do not reflect the regional characters of resource consumption, nor quality losses during e.g. material uses and EoL treatments (Hiete, 2013). Ongoing research is currently dealing with this subject⁷.

⁶ Other impacts related to resource consumption are those related to water consumption and scarcity.

⁷ <http://www.euromines.org/events/2015-10-14-mineral-resources-lcia-mapping-path-forward>

This is bringing therefore to a fundamental question:

“Is LCA an effective method to assess material efficiency of products?”

Based on our experience (as in the analysis previously discussed on reuse), the LCA methodology ‘alone’ cannot capture all facets of material efficiency. It is necessary to develop tailored indicators (including LCA elements, e.g. life cycle inventory flows and impact categories) that are able to capture the flows and quality changes of materials (especially during EoL processes). The Joint Research Centre (JRC) – Directorate for Sustainable Resources – has been working on these topics since 2010, by developing the method REAPro (REsource Efficiency Assessment of Products), in which different scenarios and assumptions are modelled to assess the resource efficiency of energy using products, along their overall life cycle. Previous JRC researches focused on the assessment of recyclability (Ardente and Mathieux, 2014a), and durability (Ardente and Mathieux, 2014b; Bobba et al., 2016). This article aims at extending the discussion to the reuse.

Moreover, if the LCA community wants to support a positive answer to this question, it is essential to focus on the development of robust impact categories related to resource consumption. Moreover, this should be intelligible for the decision makers if we would like these to be used in decision processes.

Beside of all its merits, LCA is currently not fully able to capture some impacts and aspects in the product life cycle as the change of the quality of resources used (e.g. the downgrading of material after EoL treatments), and the dispersion of the flow of certain materials. As an example, the European Commission published a list of Critical Raw Materials (CRMs) which are relevant due to their relevance for the economy and supply risks (EC, 2014). Such materials are usually embedded in household appliances (for example palladium, rare earths, silicon and indium are generally present in WMs). Current recycling of CRMs is null (or very low) and these materials are lost in other flows of recycled materials (e.g. rare earths in recycled steel) or landfilled (e.g. indium contained in displays).

The scientific literature contains interesting examples of resource efficiency assessment of products in which the LCA methodology has been integrated with other method specifically focused on resource flows (e.g. Material/Substance Flow Analysis (MFA/SFA)). MFA/SFA permits to quantify the flows and stocks of products, components and materials, describing the system and identifying the actual and forecasted size of the life cycle stages. The integration of LCA and MFA/SFA could contribute: to better quantify the materials flows of material (including some relevant ones, as CRMs) in the product systems; to identify changes in material stocks and to model more precisely life cycle consequences (for example, due to the delay of waste reaching end-of-life related to extension of product lifetime, and the consequent changes in the EoL scenarios); to identify potential material losses or downgrading of material quality (especially those due to EoL processes).

Based on the previous considerations, we highlight some recommendations to enhance the assessment of resource efficiency in a life cycle perspective:

- to use life cycle data to develop tailored indicators to assess material efficiency aspects in certain specific situations (e.g. the assessment of reusability or recyclability of products; or the provision of a certain function divided by the amount of material(s) used);
- to develop more robust life cycle impact categories related to material consumption and material efficiency (a crucial challenge for the whole LCA community in the next future);
- to provide more precise (or disaggregated) figures of the flows of certain materials within the life cycle of the product. Material flows (i.e. life cycle inventory flows) can be used, in place of LCIA, to demonstrate/communicate that certain practices have benefits in terms of material savings or additional quality/quantity of material recycled (e.g. the recycling of indium (a CRMs) due to a better design of the displays (Ardente and Mathieux, 2014a)).
- to develop integrated methods where LCA is coupled with other methods (e.g. MFA/SFA) that more specifically address material flows in the product system.

5. Conclusions

The article discussed a method, based on a life cycle approach, tailored to assess the benefits of reuse. The method has been applied to the reuse of a washing machine, and results showed that reuse is environmentally beneficial. However, benefits in terms of resource efficiency are difficult to be assessed and communicated through LCA results. The main LCA impact category related to non-energy consumption is the ADP, which robustness and intelligibility is largely questioned. It is necessary to invest more research in the development of new indicators related to resource consumption. Moreover, LCA could be integrated with other methods to better capture the time dimension of relevant flows of materials within the product life cycle. The complementarity of LCA with other tools (including MFA and methods for the assessment of resource savings and recovery at the end-of-life of the products) is particularly necessary for policy related applications, in order to grant the transition from current product policy requirements (mainly focused on energy and GWP targets) to broader resource efficiency ones. This is indeed the research objective of the JRC within the development of the REAPro method.

6. References

- Ardente, F, Mathieux, F, 2014a. Identification and assessment of product's measures to improve resource efficiency: The case-study of an Energy using Product. *J Cl. Pr.*, 83, 126-141.
- Ardente, F, Mathieux, F, 2014b. Environmental assessment of the durability of energy-using products: method and application. *J Clean Prod.* 74, 62–73.
- Bobba, S, Ardente, F, Mathieux, F, 2016. Environmental and economic assessment of durability of energy-using products: method and application to a case-study vacuum cleaner. *J Clean Prod.* 137, 762–776.

- Cerutti, AK, Ardente, F, Contu, S, Donno, D, Beccaro, GL, 2017. Modelling, assessing, and ranking public procurement options for a climate-friendly catering service. *Int. J. Life Cycle Assess.* 1–21.
- Drielsma, JA, Russell-Vaccari, AJ, Drnek, T, Brady, T, Weihed, P, Mistry, M, Simbor, LP, 2016. Mineral resources in life cycle impact assessment---defining the path forward. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 85–105.
- EC European Commission, 2003. Communication COM(2003:302) - Integrated Product Policy - Building on Environmental Life-Cycle Thinking.
- EC European Commission, 2014. Report on critical raw materials for the EU, Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials.
- EC European Commission, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. COM(2015) 614.
- EU European Union, 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. *Official Journal of the European Union*, 22.11.2008.
- EU European Union, 2009. Directive 2009/125/EC establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products. 21.10.2009.
- EU European Union, 2011. Roadmap to a Resource Efficient Europe. Brussels, 20.9.2011. COM(2011) 571 final
- Graedel, TE, Allenby, BR. *Industrial Ecology*. Englewood Cliffs (NJ), Prentice Hall, 1995.
- Hetherington AC, 2014. Use of LCA as a development tool within early research: challenges and issues across different sectors. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 19, 130-143
- Huysman, S, Sala, S, Mancini, L, Ardente, F, Alvarenga, RAF, De Meester, S, Mathieux, F, Dewulf, J, 2015. Toward a systematized framework for resource efficiency indicators. *Resour. Conserv. Recycl.* 95, 68–76.
- JRC Joint Research Centre, 2010. *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
- JRC, 2016. EU Preparatory study - Ecodesign for Washing Machines and Washer Dryers. http://susproc.jrc.ec.europa.eu/Washing_machines_and_washer_dryers/documents.html
- Lindahl, M, Sundin, E, Östlin, J, Environmental issues with the remanufacturing industry, 2006, Proceedings of the 13th CIRP international conference on Life Cycle Engineering, 31st May – 2nd June 2006 Leuven, Belgium, pp 447-452.
- Lopes Silva, DA, de Oliveira, JA, Saavedra, YMB, Ometto, AR, Rieradevall i Pons, J, Gabarrell Durany, X, 2015. Combined MFA and LCA approach to evaluate the metabolism of service polygons: A case study on a university campus. *Resour. Conserv. Recycl.* 94, 157–168.
- Oers, L, van, Guinée, J, 2016. The Abiotic Depletion Potential: Background, Updates, and Future. *Resources* 5, 16.
- Tecchio, P, Ardente, F, Mathieux, F, 2016. Analysis of Durability, Reusability and Reparability. Joint Research Centre (JRC). Technical report. EUR 28042 EN. <https://bookshop.europa.eu/en/analysis-of-durability-reusability-and-reparability-pbLBNA28042/>
- Turner, DA, Williams, ID, Kemp, S, 2016. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. *J. Clean. Prod.* 129, 234–248.



SESSIONE II

Life Cycle Sustainability Assessment, Economic Growth and Sustainable Development Goals



Which role for Life Cycle Thinking in the definition of meaningful indicators for the circular economy?

Monia Niero*, Michael Z. Hauschild

Division for Quantitative Sustainability Assessment (QSA), Department of Management Engineering (MAN), Technical University of Denmark (DTU)

Email*: monni@dtu.dk

Abstract

There is an urgent need to provide companies with guidance on how to measure the performance of their products and activities in the implementation of circular economy (CE) strategies. This paper aims to contribute to the discussion on the identification of the most suited metrics for CE at the micro level. We discuss the role of Life Cycle Thinking (LCT) in the development of meaningful circularity indicators at the product level taking into account the absolute perspective on CE. Our analysis is limited to the environmental aspect of sustainability with a focus on the climate change impact. We use a case study of an aluminium can to illustrate the challenges arising from the use of some of the available metrics either directly or indirectly based on LCT, i.e. the Material Circularity Indicator and the Materials Reutilization Score for the product and the Sectorial Decarbonization Approach at the corporate level.

List of abbreviations used

CA = Company Activity

CC = Climate Change

CI = Carbon Intensity

CE = Circular Economy

C2C = Cradle to Cradle®

GHG = Greenhouse Gases

LCA = Life Cycle Assessment

LCSA = Life Cycle Sustainability Assessment

LCT = Life Cycle Thinking

MCDA = Multi Criteria Decision Analysis

MCI = Material Circularity Indicator

MRS = Material Reutilization Score

PB = Planetary Boundaries

RC = Recycled Content

RR = Recycling Rate

SA = Sector Activity

SI = Sector Intensity

SBT = Science Based Target

1. Introduction

Most current industrial sectors are still organized according to a linear economy, i.e. a so-called take-make-waste system. The circular economy (CE) provides an alternative to such economic system, being an industrial system that is restorative or regenerative by intention and design (EMF, 2013). The CE has been proposed to address environmental issues by transforming waste into resources, and bridging production and consumption activities. The transition to a functioning CE regime requires a systemic multi-level change, including technological innovation, new business models, and stakeholder collaboration (Witjes and Lozano, 2016).

As highlighted in recent reviews (Ghisellini et al. 2016, Geissdorfer et al. 2017) the conceptual development of the CE traces back to different disciplines, visions and schools of thought, such as the Cradle to cradle design framework (McDonough and Braungart 2002) or the Performance Economy (Stahel 2016). Several authors have recently proposed alternative frameworks to implement CE strategies at different levels. Niero et al (2017) defined a framework combining Life Cycle Assessment (LCA) and the Cradle to Cradle® (C2C)

certification program to identify which actions should be prioritized to achieve a continuous material loop for beverage packaging, both from an environmental and an economic point of view. Niero and Hauschild (2017) recommends to use the Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) framework to evaluate circular economy strategies in the beverage packaging sector, since it is the most comprehensive and still operational framework and best at preventing burden shifting between stakeholders in the value chain. Lieder and Rashid (2016) proposed a practical implementation strategy for a regenerative economy and natural environment, which emphasizes a combined view of three main aspects i.e. environment, resources and economic benefits and underlines that joint support of all stakeholders is necessary in order to successfully implement the CE concept at large scale. Ronnlund et al (2016) developed an eco-efficiency indicator framework based on LCA covering 10 important issues of product environmental sustainability, e.g. some key aspects for implementing a CE, such as material efficiency and reutilization of secondary raw materials.

Life Cycle Thinking (LCT), which allows to get reliable information about environmental, social and economic impacts of product systems in a life cycle perspective (UNEP, 2012), deserves a central role in all the abovementioned CE frameworks, but it is not enough. There is an urgent need to provide companies with guidance on how to measure the performance of their products in the implementation of CE strategies. Most attempts to define indicators for measuring circularity have so far addressed the macro (i.e. region, nation, sector) and meso levels (i.e. eco-industrial parks) and only a limited number of indicators is available at the product level scale (Linder et al, 2017).

Moreover, as discussed in Niero et al. (2016a), when moving from the product to the company level, the main gap to be filled is to define targets for implementing circularity strategies at the corporate level considering an absolute environmental sustainability perspective. To be sustainable in absolute terms, industries should indeed benchmark their activities not just against their competitors and their own previous offerings, but also against the space which will be available to them in a sustainable world (Hauschild, 2015). The so-called Science Based Targets (SBT) refer to emission reduction targets set by companies to reduce their Greenhouse Gases (GHG) emissions in line with the level of decarbonization required to keep global temperature increase below 2°C compared to pre-industrial temperatures (Krabbe et al. 2015). The use of SBT is spreading among companies and several methods are available, either based on physical or monetary indicators.

The aim of this paper is to contribute to the discussion on the identification of the most suited metrics for CE at the micro level, i.e. products and company. We discuss the role of LCT in the development of meaningful circularity indicators at the product level taking into account the absolute perspective on CE. Our analysis is limited to the climate change impacts and we use a case study of a packaging for beer, i.e. aluminium can, to illustrate the challenges arising from the use of available metrics, both directly and indirectly based on LCT.

2. Materials and methods

2.1. Selection of metrics and criteria

Of all the product-level circularity indicators available (see Linder et al. 2017 for a review) two have been developed to be used within a company context, i.e. the Material Circularity Indicator (MCI) and the Material Reutilization Score (MRS).

The MCI was developed by the Ellen Mac Arthur Foundation and Granta (2015) in the context of the MCI Project aiming to find indicators to measure how well a product performs in the CE context. Several indices were developed, i.e. the main indicator MCI measuring how restorative the material flows of a product or company are, and complementary indicators allowing additional impacts and risks to be taken into account. The MCI is essentially constructed from a combination of three product characteristics: the mass of virgin raw material used in manufacture, the mass of unrecoverable waste that is attributed to the product, and a utility factor that accounts for the length and intensity of the product's use. The parameters used to calculate the MCI refer to: i) *recycled content (RC)*; ii) *utility* during use stage; iii) destination after use, i.e. the *recycling rate (RR)* and iv) efficiency of recycling, i.e. the *yield* of the recycling process.

The MRS is the metric used to quantify material reutilization (MR), being one of the 5 criteria included in the C2C certification program (C2CPH, 2016). The MRS quantifies the recyclability potential of a product considering two variables: the *intrinsic recyclability* of the product, i.e. the % of the product that can be recycled at least once after its initial use stage and the %RC. The MRS is given by the weighted average of the two variables, where the first one is given twice the weight of the second one. Table 1 summarizes the criteria considered by such indicators to calculate the circularity of a product, as well as their formula.

Apart from the MCI and MRS, also LCA is recognized as a suitable tool to measure the environmental performances of products in a CE, although some adjustments are needed, e.g. to assess multiple life cycles in the case of aluminium products (Niero and Olsen, 2016). One challenge that needs to be overcome regards the quantification of the benefits from recycling, since the traditional 1:1 *substitution ratio of recycled to virgin materials* is questioned by some authors, e.g. Gala et al. (2015) who suggest to calculate such benefits considering the market-average mix of virgin and recycled materials.

Table 1: Main criteria to assess the circularity of a product with the Material Circularity Indicator (MCI) and Material Reutilization Score (MRS).

Metric	Formula	%RC	%RR	Intrinsic recyclability	Yield	Utility	Substitution potential
MCI	https://www.ellenmacarthurfoundation.org/programmes/insight/circularity-indicators .	X	X	N/A	X	X	N/A
MRS	$(\% \text{product recyclable} * 2 + \% \text{RC} * 1) / 3$	X	N/A	X	N/A	N/A	N/A

2.2. Case study: aluminium can

We considered the case of a 33cl aluminium can used to contain beer and calculated the MCI, MRS and the climate change impacts (CC, kg CO_{2eq}). We considered 8 scenarios, i.e two baseline scenarios (n.1,2 in Table 2), and six alternative scenarios (n.3-8 in Table 2), obtained varying the following criteria: %RC, %RR, %intrinsic recyclability, substitution ratio. For all scenarios the yield during recycling is kept constant, equal to 96.5%, considering pre-processing yield and remelting yield, which in the case of a closed loop recycling are equal to 99% and 97.5%, respectively (Niero and Olsen, 2016). The can under study is assumed to be representative of an industry-average product, therefore the utility is considered equal to 1.

Moreover, we applied a method that allows calculating SBT to align corporate GHG emissions with climate goals, i.e. the so-called Sectorial Decarbonization Approach (Krabbe et al. 2015). This method derives carbon intensity (CI) pathways for companies based on sectoral intensity (SI) pathways from existing mitigation scenarios. According to Krabbe et al. (2015), SI (year 2050) = 1.42 t CO₂ /t Al, SI (year 2030) = 1.54 t CO₂ /t Al and SI (baseline year 2015) = 1.61 t CO₂ /t Al. The parameters used to perform the calculations of the annual emissions target are summarized in Table 2. They refer to an illustrative case of a company producing aluminium cans, considering 3 options: constant (50%), increase (75%) and decrease (25%) of market share for two of the scenarios reported in Table 2, i.e scenario 1 and 3.

Table 2: Input parameters used to calculate the Material Circularity Indicators (MCI), Material Reutilization Score (MRS), Climate Change impacts (CC) and the absolute annual emissions target. RC= Recycled Content, RR=Recycling Rate, CI= Company Intensity, Substitution refers to the substitution ratio of recycled to virgin material.

Scenario → Parameter↓	1- Baseline (1:1)	2- Baseline (0.25:1)	3- RC=100% (1:1)	4 RC=100% (0.25:1)	5- RR=100% (1:1)	6- RR=100% (0.25:1)	7- Intrinsic rec (1:1)	8- Intrinsic rec(0.25:1)
RC [%]	50	50	100	100	50	50	50	50
RR [%]	50	50	50	50	100	100	50	50
Intrinsic recyclability[%]	96.8 ^a	96.8 ^a	96.8 ^a	96.8 ^a	96.8 ^a	96.8 ^a	100	100
Substitution[-]	1:1	0.25:1 ^b	1:1	0.25:1 ^b	1:1	0.25:1 ^b	1:1	0.25:1 ^b
CI baseline (2015) [t CO ₂ eq/t Al]	8.29	-	6.14	-	-	-	-	-

^a equal to the weight of the can minus the lacquer, according to Niero et al. (2016b)

^b equal to 0.25:1, according to (Gala et al. 2015).

3. Results and discussion

3.1. Circularity metrics at the product level

The results of the calculation of MCI, MRS and CC for the 33cl aluminium can case are reported in Table 3.

Table 3: Material Circularity Indicators (MCI), Material Reutilization Score (MRS) and Climate Change impacts (CC) in the 8 scenarios considered.

Metric	1- Baseline (1:1)	2- Baseline (0.25:1)	3- RC=100% (1:1)	4 RC=100% (0.25:1)	5- RR=100% (1:1)	6- RR=100% (0.25:1)	7- Intrinsic rec (1:1)	8- Intrinsic rec(0.25:1)
MCI [-]	0.55	0.55	0.77	0.77	0.77	0.77	0.55	0.55
MRS [-]	81.2	81.2	97.9	97.9	81.2	81.2	83.3	83.3
CCa [kgCO ₂ eq/hl]	35.0	42.0	25.9	32.9	26.7	40.7	40.2	N/A

^a Niero et al. (2016b)

The same results are also reported in Figure 1 in relative terms, i.e. normalized to the highest score for MRS and MCI and presented as percentages. For those two indicators, the higher the score, the better the scenario is. Meanwhile for CC a higher value corresponds to a higher impact, therefore the scores are normalized against the highest score and inverted to be presented as 100% minus the normalized score. In this way the better solutions are those corresponding to a higher score and their ranking of the scenarios can be compared with the ranking obtained with the other two indicators. Some minor differences in the ranking patterns are observed between the three metrics, although the scenarios with 100%RC and 100%RR perform best for all metrics. For CC there is a distinction between the cases of 1:1 and 0.25 substitution ratio of secondary to primary, meanwhile MRS and MCI there is no distinction.

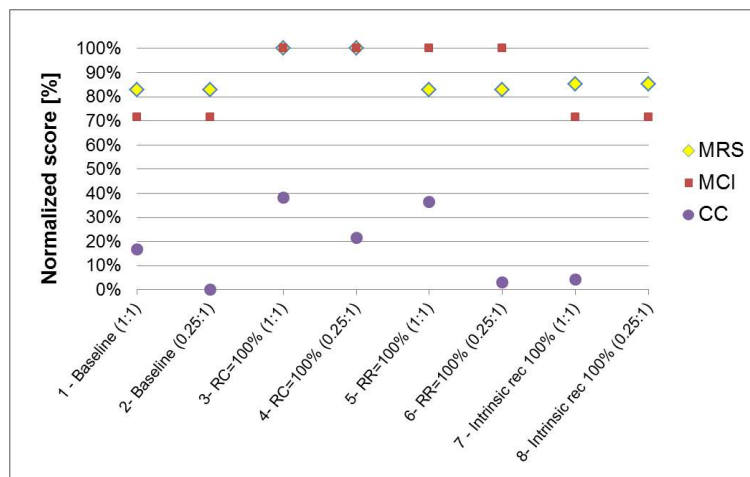


Figure 1: Normalized score (%) of the Material Reutilization Score (MRS), Material Circularity Indicator (MCI) and Climate Change impact (CC) for the scenarios listed in Tables 2 and 3.

3.2. Reduction targets at the corporate level

The outcome of the Carbon Intensity (CI) calculation for a company producing only 33cl aluminium cans, considering a baseline CI of 8.29 kg CO_{2eq} (corresponding to case 1 in Table 3) and lower baseline CI of 6.14 kg CO_{2eq} (corresponding to case 3 in Table 3) are reported in Figure 2. Three different options for their market share in year 2030 have been assumed, i.e. constant value of market share (CA=50%), increased (CA=75%) and decreased (CA=25%). The results in Figure 2 show that the variation required to be compliant with the SBT between baseline year (i.e. 2015) and 2030 is higher if the value of CI in the baseline year is higher, e.g. the difference of the CI in year 2015 and 2030 between case a (with initial CI of 8.29 t CO_{2eq}/t) and case b (with initial CI of 6.14 t CO_{2eq}/t) is of -31% and -28%, respectively. The influence of the market share is even higher than that of the initial CI: see case c, where a reduction of 48% is required (8.29 t CO_{2eq}/t vs 4.31 t CO_{2eq}/t). On the contrary, if a company reduces its market share from 50% to 25%, then it could increase its CI up to 22% and still be compliant with its SBT (according to the SDA method), see case e (8.29 t CO_{2eq}/t vs 10.10 t CO_{2eq}/t).

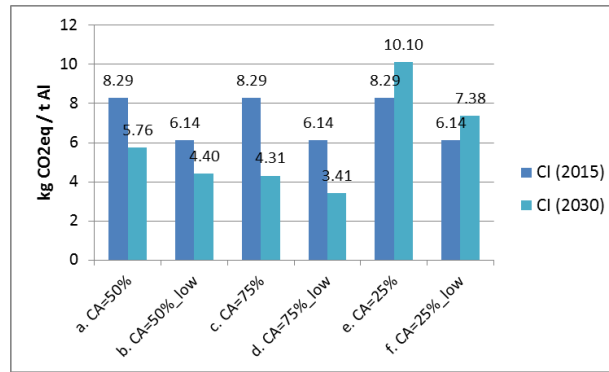


Figure 2: Carbon Intensity (CI) in year 2015 and year 2030 considering as baseline CI 8.29 kgCO_{2eq} and a lower value of 6.14 kgCO_{2eq} and 3 options for market share (50%, 25%, 75%).

3.3. On the features of meaningful indicators for CE

The results obtained from the aluminium can case provide some interesting perspectives on the use of different metrics to measure the circularity of a product and the definition of absolute target reductions for companies. Each metric only includes a selection of features: %RC and potential recyclability (MRS), %RC and %RR (MCI). However, the MCI does not distinguish between the case of 100%RC and 100%RR, meanwhile the MRS does not include the influence of %RR. Both MCI and MRS do not take into account the substitution ratio of recycled to virgin materials. Only the CC, calculated based on the LCA methodology is able to include all these relevant parameters, since it is the only metric based on LCT. However, even CC should not be used alone, since there may be trade-offs between impact categories associated with e.g. increased RC, as demonstrated by Niero et al. (2017) for the impact categories metal depletion and freshwater ecotoxicity.

Several authors recently advocated the use of circularity indicators based on economic value, such as the ratio of recirculated economic value to total product value proposed by Linder et al. (2017) or the Circular Economy Index defined by Di Maio and Rem (2016) as the ratio of the material value produced by the recycler by the intrinsic material value entering the recycling facility. However, the use of metrics based on economic value does not necessarily provide meaningful information, as shown in Figure 2 by the calculation on the target GHG emission reduction, where the relevance of the % market share appeared to be higher than the initial baseline carbon intensity. This suggests that calculations on absolute GHG reduction targets should not only rely on physical or monetary indicators, but rather take into account a broader perspective in terms of absolute environmental sustainability, e.g. in accordance to the Planetary Boundaries (PB) framework. The integration of the PB into LCA is currently under development (Ryberg et al. 2016).

Finally, the LCT should be applied consistently to both the economic and environmental dimension of the CE, in terms of scoping of the system, and this

necessitates development of comprehensive CE indicators. However, in order to be meaningful such indicators should not only address the environmental and socio-economic impacts of circularity strategies, but also to include an integrated perspective on the two. Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) methodology is suited to address this challenge, since it provides an integration approach to aggregate results of different methods and to rank alternative scenarios (Halog et al. 2011).

4. Conclusions

The development of meaningful indicators for the CE should be based on LCT. At the product level, all different aspects related to product circularity should be investigated, such as %RC, %RR, intrinsic recyclability, yield during recycling, potential to substitute primary resources. Moreover, the potential environmental impacts quantified by means of LCA should also be included, as well as a quantification of the socio-economic implications. The open challenge is to find the balance between comprehensiveness and applicability, as well as how to relate such indicators to the absolute sustainability perspective.

5. Acknowledgments

The authors would like to thank the Carlsberg Foundation for funding the project “*Absolute Circular Economy*” (ACE) toolkit to support companies in the implementation of Circular Economy strategies from an Absolute environmental sustainability perspective”.

6. References

- CCPII, 2016. Cradle to Cradle Certified Product Standard Version 3.1. Cradle to Cradle Products Innovation Institute.
- EMF, 2013. Towards the Circular Economy Vol. 2: opportunities for the consumer goods sector. Ellen MacArthur Foundation, pp. 1-44.
- EMF, Granta, 2015. Circularity Indicators. An approach to measuring circularity; Methodology. Ellen MacArthur Foundation and Granta Design, pp. 1-98.
- Gala, AB, Raugei, M, Fullana-i-Palmer, P, 2015. Introducing a new method for calculating the environmental credits of end-of-life material recovery in attributional LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 645-654
- Geissdoerfer, M, Savaget, P, Bocken, NMP, Hultink, HJ, 2017. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *J Clean Prod* 143, 757-768
- Ghisellini, P, Cialani, C, Ulgiati, S, 2016. A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J Clean Prod* 114: 11–32.
- Halog, A, Manik, Y. Advancing Integrated Systems Modelling Framework for Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability*. 2011; 3:469-499
- Hauschild, MZ, 2015. Better – but is it good enough? On the need to consider both eco-efficiency and eco-effectiveness to gauge industrial sustainability. *Procedia CIRP* 29, 1 – 7.
- Krabbe, O, Linthorst, G, Blok, K, Crijns-Graus, W, van Vuuren, DP, Höhne, N, Faria, P, Aden, N, Pineda, AC, 2015. Aligning corporate greenhouse-gas emissions targets with climate goals. *Nature Climate Change* DOI: 10.1038/NCLIMATE2770.
- Lieder, M, Rashid, A, 2016. Towards Circular Economy implementation: A comprehensive review in context of manufacturing industry. *J Clean Prod* 115:36-51.

- Linder, M, Sarasini, S, van Loon, P, 2017. A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *J Ind Ecol* DOI: 10.1111/jiec.12552
- McDonough W, Braungart M, 2002. *Cradle to cradle—Remaking the way we make things*. North Point Press, New York, NY, USA.
- Niero, M, Hauschild, MZ, 2017. Closing the loop for packaging: finding a framework to operationalize Circular Economy strategies. *Procedia CIRP* 61:685 – 690.
- Niero, M, Hauschild, MZ, Hoffmeyer, SB, Olsen, SI, 2017. Combining eco-efficiency and eco-effectiveness for continuous loop beverage packaging systems: learnings from the Carlsberg Circular Community. *J Ind Ecol* DOI: 10.1111/jiec.12554
- Niero, M, Hauschild, MZ, Olsen, SI, 2016a. Limitations and opportunities of combining Cradle to Grave and Cradle-to-Cradle approaches to support the circular economy. In: *Atti del X Convegno della Rete Italiana LCA 2016 Ravenna - 23-24 giugno 2016*.
- Niero, M, Negrelli, AJ, Hoffmeyer, SB, Olsen, SI, Birkved, M, 2016b. Closing the loop for aluminium cans: Life Cycle Assessment of progression in Cradle-to-Cradle certification levels. *J Clean Prod* 126, 352-362.
- Niero, M, Olsen, SI, 2016. Circular economy: to be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. *Resour Conserv Recy* 114:18-31.
- Rönnlund, I, Reuter, M, Horn, S, Aho, J, Aho, M, Päällysaho, M, Ylimäki, L, Pursula, T, 2016. Eco-efficiency indicator framework implemented in the metallurgical industry: part 1—a comprehensive view and benchmark. *Int J Life Cycle Assess* 21:1473–1500
- Ryberg, MW, Owsianiak, M, Richardson, K, Hauschild, MZ, 2016. Challenges in implementing a Planetary Boundaries based Life-Cycle Impact Assessment methodology. *J Clean Prod* 139, 450–459
- Stahel, W. 2016. The circular economy. *Nature* 2016; 531:435–438.
- UNEP, 2012. *Greening the Economy Through Life Cycle Thinking. Ten Years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*. United Nations Environment Programme, pp. 1-64.
- Witizies, S, Lozano, R, 2016. Towards a more Circular Economy: Proposing a framework linking sustainable public procurement and sustainable business models. *Res Conser Rec* 112, 37–44.

Biowaste for biofuel production: a sustainability assessment by means of LCA and emergy

Fabrizio Saladini*, Nicoletta Patrizi, Federico M. Pulselli, Simone Bastianoni

Ecodynamics Group, Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente,
Università degli Studi di Siena, Pian dei Mantellini 44, 53100 Siena

Email*: fabrizio.saladini@unisi.it

Abstract

The present work has evaluated the environmental sustainability of hypothetical biofuel productions in the African continent, by adopting two environmental accounting methods such as LCA and emergy. The joint adoption of these two methodologies has been fundamental in order to provide a thorough complementary picture about the sustainability of the systems under study. Biofuel production chains have been evaluated on the basis of two different feasible biowastes that can be used to implement biorefinery systems (i.e. cassava peels and corn stover). According to LCA outcomes corn stover generates higher environmental burdens against cassava peels, because of the higher energy requirement for treating biomass. Also from an emergy perspective, cassava peels proved to be the most promising biowaste in terms of sustainable production of biofuels.

1. Introduction

As known crude oil is a non-renewable energy source whose exploitation generates several negative implications for the environment and human beings. Recent decades have seen a rising awareness about the need of a transition of human society from the dependence on fossil fuels towards the use of sustainable energy sources. In this regard the adoption of the Sustainable Development Goals in September 2015 (United Nations, 2015a) and the Paris agreement about the reduction of global emissions for addressing climate change, in December of the same year (United Nations, 2015b), represent two crucial milestones.

The need to replace fossil fuels has posed the attention on alternative energy sources such as biofuels, in both developed and developing countries (Lamers et al., 2011). The implementation of biorefinery systems for producing biofuels is one of the actions that have been taken against climate change, because such productions are considered a valuable and sustainable alternative to oil refineries. The biorefinery concept relies on the integrated approach according to which the value of biomass is maximized by converting it into a variety of products, such as energy vectors, biomaterials, feed and fertilizers (Kamm and Kamm, 2004).

In the last 20 years, various studies have investigated the sustainability of biofuels (see e.g. Gopalakrishnan et al., 2009; Markevicius et al., 2010; Solomon, 2010). The most used methodologies are Energy analyses, Life Cycle Assessment (LCA), Carbon and Water Footprint and Emergy evaluation. An integrated approach that combines more than one method is fundamental to outline an environmental profile of biorefinery systems that is as complete as

possible, especially to provide a robust support to the decision-making process and to the elaboration of policies about renewable energy sources.

LCA is for sure one of the most helpful methodology usually adopted for investigating sustainability of biofuel production systems (see e.g. Cherubini and Strømman, 2011). It is a tool for the analysis of the environmental burdens of products at all stages in their life cycle ('from the cradle to the grave') (Guinée et al., 2001). Thanks to LCA it is possible to investigate the technosphere processes in an accurate and analytical way.

Emergy, defined as the solar energy directly and indirectly used to make a service or product, and emergy-related indicators are also widely used in this context (e.g. Bastianoni and Marchettini, 1996; Carraretto et al., 2004; Segheta et al., 2014). The relevance of emergy relies on the fact that it is an environmental accounting method by means of which it is possible to evaluate the effort of the environment in providing resources, i.e. Nature's "labor" for reproducing something once it is consumed. In this way it is possible to integrate the work done by LCA, providing a complete view of the evaluated system. In fact emergy can estimate the work done by the environment in providing resources (i.e. donor-side perspective), while LCA defines the aspects that generate negative impacts on the surrounding environment (i.e. user-side perspective).

In the light of such considerations, the present study has been carried out with a focus on the integrated sustainability assessment of biorefinery systems by means of LCA and emergy. The focus of the study was the hypothetical biofuel production to be implemented by using bioresidues and biowaste produced by agriculture and food-processing industry in two African countries (see Saladini, 2017).

2. Materials and methods

2.1. Case study

Bioresidues and biowaste produced by agricultural productions and food industries represent viable biomass to be exploited to support biofuel productions. The exploitation of such types of resource can give a fundamental contribution to the development of bioeconomy sector, especially in developing countries where there is a large amount of bio-based waste (e.g. African countries).

The case study evaluated within the present work regarded the potential development of sustainable biotechnological processes (i.e. biorefinery systems) fed by biowaste and bioresidues produced by agriculture and industrial food processing in two African countries (i.e. Ghana and Egypt).



Figure 1: African countries considered in the present case study (i.e. Ghana and Egypt).

Specifically the present study has compared the biofuel production based on two different sugar rich feedstocks:

- Corn stover (i.e. lignocellulosic feedstock)
- Cassava peels (i.e. starch feedstock)

2.2. Life Cycle Assessment (LCA)

LCA is defined as “the compilation and the evaluation of the inputs, outputs and potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle” (ISO, 2006). Thus, LCA is a tool for the analysis of the environmental burden of products at all stages in their life cycle – from the extraction of the resources, through the production of material, product parts and product itself, and the use of the product to the management after it is discarded, either by reuse, recycling or final disposal (in effect, therefore, ‘from the cradle to the grave’) (Guinée et al., 2001).

The environmental burden covers all types of impact upon the environment, including extraction of different types of resources, emission of hazardous substances and different type of land use (Guinée et al., 2001). Through this approach it is possible to identify processes that generate the main environmental burdens in order to hypothesize scenarios to improve or mitigate the produced impacts. In this study LCA has been adopted to investigate the potential environmental impacts related to the transformation phase of biomass feedstocks into bioethanol, as shown in Figure 2.

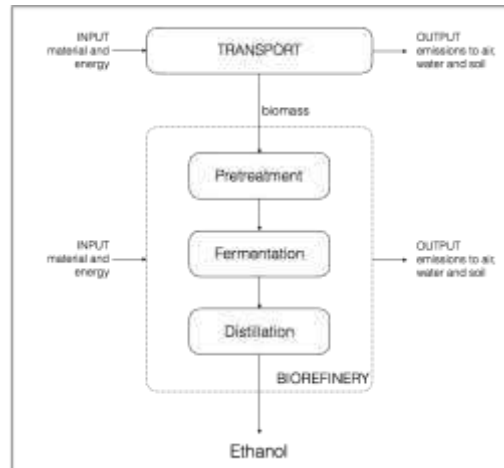


Figure 2: Life cycle flowchart of biofuel productions based on sugar-rich feedstocks.

Table 1 summarizes input data that support the production system of biofuel based on starch rich feedstock (i.e. cassava peels). All input data referred to the main product of biorefinery system, namely 1 ton of bioethanol, and they were collected from the case study analyzed by Le et al. (2013). The LCI was developed according to the secondary data available in the Ecoinvent v3 database (Ecoinvent, 2014).

Table 1: Life cycle inventory profile for the production of 1 t of bioethanol based on cassava peels feedstock.

CASSAVA PEELS PROCESSING		Item	Unit	Quantity	Primary data	Secondary data
Transport	to plant		kg km	176200	Assumption	
Input	Feedstock	CASSAVA PEELS	kg	3524	This study	- Ecoinvent database, 2014 Ecoinvent database, 2014 Ecoinvent database, 2014 Ecoinvent database, 2014 Ecoinvent database, 2014 Ecoinvent database, 2014 Ecoinvent database, 2014
	Enzymes	Enzymes	kg	1.27	Le et al., 2013	
	Additives	NaOH	kg	3.80	Le et al., 2013	
		Urea	kg	3.80	Le et al., 2013	
		DAP	kg	3.80	Le et al., 2013	
	Energy	Electricity	kWh	355.70	Le et al., 2013	
	Fuel	Coal	kg	759.49	Le et al., 2013	
Output	Product	Ethanol	kg	1000		

The biofuel production based on corn stover was evaluated according to the collected data from the case study analyzed by Jensen and Thyo (2007). For

both production chains under study the transportation of feedstock from the biomass production site to the transformation plant was assumed to cover a distance of 50 km (Gidamis et al., 2015) by using a truck (7.5 t).

With the support of software SimaPro the LCA of bioethanol production based on corn stover and cassava peels was performed, by using the characterization method CML-IA, the updated version of CML 2 Baseline Method 2000 (Guinée et al., 2001). Acidification, Eutrophication and Global Warming were the evaluated impact categories.

2.3. *Emergy evaluation*

Emergy evaluation is an environmental accounting method based on thermodynamic principles (Odum, 1996). It quantifies the relationships between human-made systems and the biosphere and is used to assess environmental sustainability of processes and systems. Emergy is defined as the available solar energy (i.e. exergy) previously used, directly and indirectly, to make a service or product (Odum, 1996). “The unit of solar emergy is the solar emergy joule (sej), to distinguish it from the regular joule (J) and point out a different quality assessment based on a donor-side point of view” (Odum and Odum, 2006). Emergy can be considered as an “energy memory” that is the memory of all solar energy is needed to support a system, taking into account the work has been previously done by environment to produce a good.

Emergy evaluation assigns a value to products and services by converting them into equivalents of a single form of energy, solar energy, that is used as the common denominator and through which different types of resources, either energy or matter, can be measured and compared to each other. Emergy of different products is assessed multiplying mass or energy quantities by a transformation coefficient, called *Unit Emergy Value* (UEV). UEV is the solar emergy required, directly or indirectly, to make 1 unit (usually J or g) of a product. By definition, the solar emergy Em of a product or process is:

$$Em = \sum_{i=1}^n E_i UEV_i \quad (1)$$

where E_i is the actual energy content of the i th independent input flow to the process and UEV_i is the unit emergy value of the i th input flow.

As shown in Figure 3, emergy was adopted to evaluate the first part of biofuel production chain (i.e. the production of biowaste).

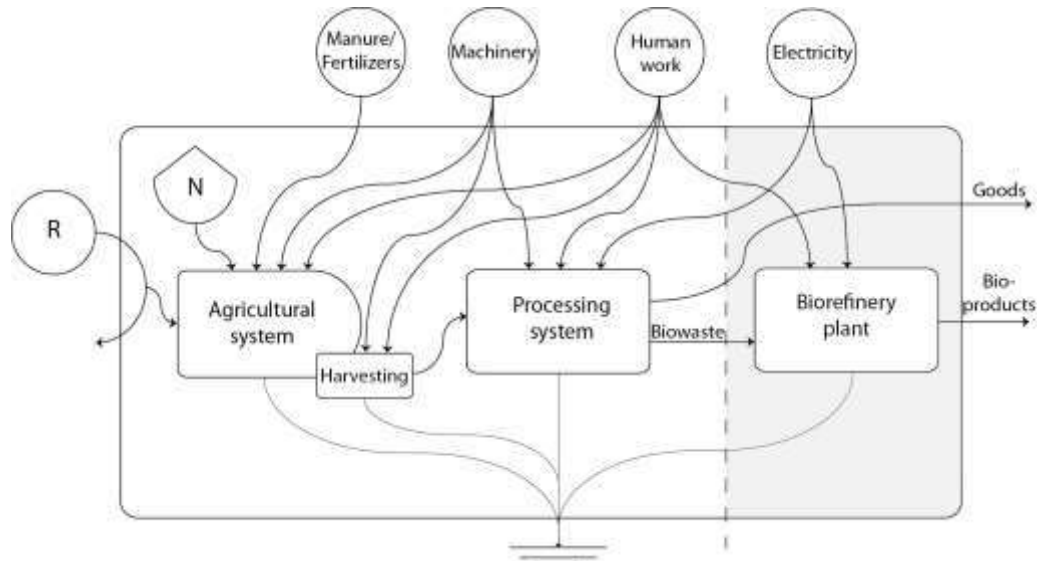


Figure 3: Energy system diagram of biofuel production chain. *R* stands for emergy flow related to local renewable resources; *N* stands for emergy flow related to local non-renewable resources.

As the selected feedstocks were chosen for their potential of transformation into biofuels, i.e. bioethanol, it was therefore necessary to evaluate them on a common basis to enable comparison in terms of emergy of both types of residues. Glucan content was assumed to reflect the sugar content of feedstocks, being the sum of starch and cellulose (Gustavsson et al., 2014). Given these values for both types of residues, we calculated their UEVs, as explained below:

$$sej/g \text{ of glucan} = (sej/g) / (g \text{ of glucan}/g) \quad (2)$$

To compare the potential of different residues for transformation into value-added products, their UEVs based on glucan content were calculated starting from their specific emergies. Dividing the specific emergy by the content of glucan per unit of mass it is possible to calculate the UEV according to the related content of glucan.

3. Results and discussion

As shown in Figure 4, with regard to the Global Warming the production system based on corn stover produces potential environmental impacts that are higher than the biorefinery fed by cassava peels. In this regard a pivotal role is played by energy input that is responsible for a quantity of emissions equal to 2063.43 kg CO₂ eq. Such a result can be explained by the higher energy requirement of lignocellulosic-based biorefineries with respect to the starch-based ones, as the pretreatment phase represent a crucial step in order to make cellulose and hemicellulose accessible for the subsequent enzymatic hydrolysis (Sims et al., 2008).

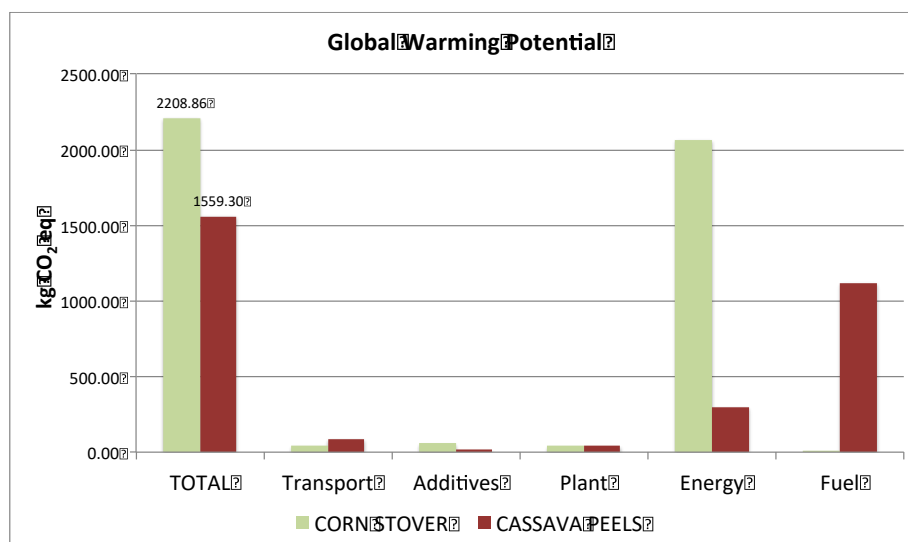


Figure 4: Results for the impact category Global Warming, comparing bioethanol productions from corn stover (green) and cassava peels (red).

A similar trend was observed for the Acidification, for which the production based on corn stover produced 10.24 kg SO₂ eq against 3.53 kg SO₂ eq associated to cassava peels.

Figure 5 shows the results of the two biowaste according to the polar representation presented in Saladini et al. (2016). The colored segments indicate the different feedstocks. Segment lengths are proportional to UEV (in sej g⁻¹ of glucan) and slopes indicate the percentage renewability of the total energy supporting the production system, from 100% (right end of horizontal axis) to 0% renewability (left end). A system with 50% renewability will fall on the vertical axis. In this way it is possible to have an emergy snapshot of the feedstock and its production system.

By means of LCA, it was possible to evaluate and compare the potential environmental impacts produced by biofuel production phase, based on agricultural feedstocks such as cassava peels and corn stover. Such a work has been integrated by means of emergy evaluation of the previous phase, i.e. the cultivations that produce biowaste. In this regard emergy provides a fundamental support to the evaluation as it works very well for evaluating systems having an interface between natural and man-made capital.

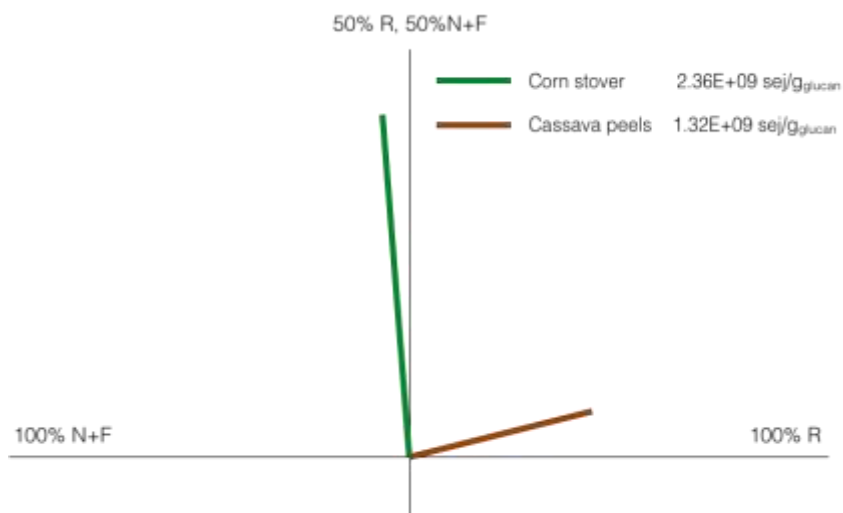


Figure 5: Summary of UEVs (expressed in sej/g of glucan). *R* stands for emergy flow related to local renewable resources; *N* stands for emergy flow related to local non-renewable resources; *F* stands for emergy flow related to resources purchased outside the system.

UEVs based on glucan content suggest that corn stover is less efficient in transforming the past and present solar energy needed for the production system into glucans. This is mainly due to the fact that it has a lower glucan content against cassava peels feedstock. On the contrary, the lowest UEV, i.e. highest efficiencies, is reported for cassava peels; the high sugar content and low production intensity are responsible for this good result.

4. Conclusions

The present study evaluated the sustainability of biofuel production based on starch and lignocellulosic feedstocks (i.e. cassava peels and corn stover, respectively). To have a whole perspective of the case studies from a sustainability viewpoint, we have adopted LCA and emergy jointly.

According to LCA results, impact categories such as Global Warming and Acidification showed that the production system fed by cassava peels for producing bioethanol generates lower potential environmental impacts against the biorefinery based on corn stover. This is mainly due to the higher energy requirement for pretreating lignocellulosic biomass in order to make sugars available for the subsequent fermentation process.

The transformation phase analyzed by means of LCA has been integrated with the emergy evaluation of biowaste productions. Emergy outcomes highlighted that the starch rich feedstock (i.e. cassava peels) proved to be the most promising residues from an emergy viewpoint, as it had the lowest UEVs and the highest percentage renewability. Such good results identify biorefinery system based on cassava peels as the best one from a sustainability viewpoint, from both user and donor side perspectives.

5. References

- Bastianoni, S, Marchettini, N, 1996. Ethanol production from biomass: Analysis of process efficiency and sustainability. *Biomass and Bioenergy* 11, 411–418.
- Carraretto, C, Macor, A, Mirandola, A, Stoppato, A, Tonon, S, 2004. Biodiesel as alternative fuel: Experimental analysis and energetic evaluations. *Energy* 29, 2195–2211
- Cherubini, F, Strømman, AH, 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresour. Technol.* 102, 437–451.
- Gopalakrishnan, G, Negri, MC, Wang, M, Wu, M, Snyder, SW, Lafreniere, L, 2009. Biofuels, Land, and Water: A Systems Approach to Sustainability. *Environ. Sci. Technol.* 43, 6094–6100.
- Guinée, JB, Gorée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, de Koning, A, van Oers, L, Sleeswijk, AW, Suh, S, de Haes, HAU, 2001. Life Cycle Assessment. An operational guide to the ISO standards - Part 2b: operational annex, & Part 3: scientific background. Center of Environmental Science (CML), Leiden University, Holland.
- Gustavsson, M, Bjerre, AB, Bayitse, R, Gidamis, AB, Houssine, B, El-tahlawy, Y, Tawona, N, 2014. Catalogue of Biowaste & Bioresidues in Africa. Deliverable 1.3, Biowaste4SP project, Taastrup, Denmark, pp 238.
- ISO 14040 and 14044, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework, Goal and scope definition and life cycle inventory analysis, Life cycle impact assessment and Life cycle interpretation. The International Organization for Standardization.
- Jensen, KH, Thyø, KA, 2007. 2nd Generation Bioethanol for Transport : the IBUS concept. Boundary Conditions and Environmental Assessment. Master thesis Department of Manufacturing Engineering and Management Technical University of Denmark.
- Kamm, B, Kamm, M, 2004. Principles of biorefineries. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 64, 137–145.
- Lamers, P, Hamelinck, C, Junginger, M, Faaij, A, 2011. International bioenergy trade - A review of past developments in the liquid biofuel market. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 2655–2676.
- Le, LT, van Ierland, EC, Zhu, X, Wesseler, J, 2013. Energy and greenhouse gas balances of cassava-based ethanol. *Biomass and Bioenergy* 51, 125–135.
- Markevicius, A, Katinas, V, Perednis, E, Tamauskien, M, 2010. Trends and sustainability criteria of the production and use of liquid biofuels. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 3226–3231.
- Odum, HT, 1996. Environmental Accounting. *Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons, New York.
- Odum, HT, Odum, EC, 2006. The prosperous way down. *Energy* 31, 21–32
- Saladini, F, Vuai, SA, Langat, BK, Gustavsson, M, Bayitse, R, Gidamis, AB, Belmakki, M, Owis, AS, Rashamuse, K, Sila, DN, Bastianoni, S, 2016. Sustainability assessment of selected biowastes as feedstocks for biofuel and biomaterial production by emergy evaluation in five African countries. *Biomass and Bioenergy* 85, 100–108.
- Saladini, F, 2017. Sustainability of biorefinery systems. Evaluation of biofuel productions by means of emergy and LCA. PhD dissertation, University of Siena, Italy.
- Seghetta, M, Østergård, H, Bastianoni, S, 2014. Energy analysis of using macroalgae from eutrophic waters as a bioethanol feedstock. *Ecol. Modell.* 288, 25–37.
- Solomon, BD, 2010. Biofuels and sustainability. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1185, 119–134.
- United Nations (UN), 2015a. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. General Assembly, Seventieth session, A/RES/70/1, 2015.
- United Nations, (UN) 2015b. Adoption of the Paris Agreement. Conference of the Parties (COP), FCCC/CP/2015.

Life cycle assessment of a charging station for electric bicycles

Giovanni Mondello^{1*}, Roberta Salomone², Laura Giuttari²

¹University of Roma Tre, Department of Business Studies, Via Silvio D'Amico n. 77, 00145 Rome, Italy

²University of Messina, Department of Economics, P.zza Pugliatti n.1, 98122 Messina, Italy

Email*: giovanni.mondello@uniroma3.it

Abstract

The aim of this study is to evaluate the environmental profile of a charging station used to power eight electric bicycles during a lifetime of 15 years, through the application of the Life Cycle Assessment (LCA) method. The analysis was carried out following a cradle-to-grave approach including the material and energy sources related to the whole life cycle of the charging station and of the electric bicycles. The study included four different phases: 1) production, 2) installation, 3) use and maintenance, and 4) end of life. The functional unit of one charging station installed in Bergen (Germany) and used for a lifetime of 15 years was selected to carry out the analysis. Results related to the functional unit show a value of 12,043.3 kg CO₂ eq in terms of Climate Change and 208.9 GJ eq in terms of Energy Use.

1. Introduction

Transport is one of the most important sector in all country economies and represents the basis of many economic and social activities, allowing the moving of people and goods. However, the transport sector is also responsible for high environmental impacts, contributing for 14% to the global greenhouse gas (GHG) emissions (7 Gt CO₂ eq) in 2010 and for 25% to the total world energy consumption in 2012 (Sims et al., 2014; EIA, 2016). In accordance with the European Environment Agency (EEA) the main environmental impacts connected to the transport sector in EU-28 are due to road transportation that accounts for 73% of the total GHGs and, in particular, to the passenger cars that contribute for 44% to these emissions (EEA, 2016). In this context, the European Commission proposed a roadmap to achieve a competitive transport system reducing the GHG emissions of about 60% by 2050. One of the key objectives of these initiatives includes the reduction of conventional cars used in the cities allowing more sustainable and widely available options such as the utilisation of electric vehicles (EVs) and bicycles (EC, 2011). Pierce et al. (2013) suggested that switching from cars to electric bicycle (e-bicycle) could play an important role in the mitigation of carbon dioxide (CO₂) emissions as well as in the reduction of energy consumption. However, the use of e-bicycle could be directly related to the local cycling safety condition (Pierce et al., 2013).

In the last years many authors analysed the environmental performances of EVs through the application of the Life Cycle Assessment (LCA) method aiming to the evaluation of different stages in the life cycle of vehicles (e.g. Faria et al., 2013; Helmers et al., 2017; Hernandez et al., 2017), to analyse various types of batteries used to power EVs (e.g. Dunn et al., 2015; Kim et al., 2016) as well as

the comparison with others transport systems, such as conventional or hybrid (e.g. Bicer and Dincer, 2017; Hawkins et al., 2013). In addition, different articles focused the attention on the assessment of the environmental impacts related to electric two-wheelers such as scooters and bicycles (e.g. Li et al., 2014; Cherry et al., 2009; Zhang et al., 2001). Despite many studies related to the assessment of the environmental impacts of EVs have already been carried out, there are few data and information regarding the environmental impacts connected to the life cycle of the charging infrastructures to operate EVs (see for example Lucas et al., 2012). Only one LCA study focused the attention on the analysis of charging facilities for electric two-wheelers, considering in particular electric scooters (Mendoza et al., 2016). Furthermore, to the authors knowledge, there are not details regarding the life cycle environmental performance of charging infrastructures for e-bicycles. In this context, the aim of this study is to evaluate the environmental profile of a charging station used to power eight e-bicycles during a lifetime of 15 years, through the application of the LCA method.

2. Material and methods

The potential environmental impacts of the charging station were assessed using the LCA method. LCA is a standardized tool that allow to analyse the potential environmental impacts of a product, process or service throughout its whole life cycle, from raw material extraction and processing, through manufacturing, transport, use, reuse, recycling and final disposal (Guinée, 2002). In accordance with the ISO standards (ISO, 2006a; ISO, 2006b) LCA consists of four iterative phases: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment and interpretation.

2.1. Goal and scope definition

The goal of this study is to assess the potential environmental impacts related to the life cycle of a real case of stand-alone e-bicycle charging station manufactured in Italy by the Giulio Barbieri SRL company (Giulio Barbieri, 2017) and installed in Bergen on the Island of Rügen (Germany). The LCA analysis has been carried out, on the one hand, to propose a detailed picture of the environmental performance related to the system and to find the environmental “hot-spots” or benefits connected to the whole life cycle (from the production processes to the end of life) of the charging station, on the other, the analysis allows to provide supplementary information directly related to the charging infrastructures for EVs. Considering a lifetime of 15 year and in order to better appreciate the environmental burden of the charging station, the life cycle of eight e-bicycle is also assessed in the analysis. Therefore, the functional unit (FU) is one charging station installed in Bergen (Germany) and used for a lifetime of 15 years. This FU has been selected in order to assess the environmental impacts related to the whole life cycle of the charging station as well as to evaluate the service offered to charge eight e-bicycles.

The charging station is composed of eight designated positions to charge the e-bicycles' battery. The electricity delivered by the station is produced through two

wind-solar energy modular systems, and stored in four gel lead-acid batteries, which are connected in series (6.96 kW, maximum energy stored). The two wind-solar systems are respectively equipped with one photovoltaic (PV) module (240 Wp, maximum power output) and three low profile vertical axis wind turbines (500 W, maximum power output) The structure is also geared with a system connected to the conventional electricity grid.

System boundaries are defined following a cradle-to-grave approach and include four main phases: 1) production phase, in which the materials and energy sources required for the charging station and e-bicycles manufacturing processes are considered, 2) installation phase, that includes the transportation of the charging station and the disposal of the packaging materials, 3) use and maintenance phase, in which the use of the charging station and the e-bicycles (production and consumption of electricity), as well as the substitution and disposal of the components for both charging station and e-bicycles (e.g. batteries, plastic components, electronic components, etc.) are included, and 4) end of life phase, in which the disposal of the charging station and of the e-bicycles is considered. Some processes are omitted from the analysis due to the lack of data and information: the final manufacturing process related to the materials (e.g. steel, aluminum, galvanized steel, etc.) used in the charging station production phase, as well as the manufacturing processes for the wind turbines and the billboards for which only the raw materials production are included in the analysis. In addition, a “cut-off” approach is adopted for materials and energy used in the recycling processes of the metal and plastic components during the use/maintenance and end of life phases. The “cut-off” approach refers to the fact that *“the first life (virgin product) and the second life (recycled product) are considered separate systems and the post-consumer waste from the first life does not bear any environmental burden when it is used as the feedstock in the second life”* (Shen et al., 2010). This means that the environmental impact of the recycling process is entirely allocated to the last recycled product (the second life system) while, in the first life system, the recycling activity is considered free of environmental impact.

Regarding the use and maintenance phase as well as the lifetime and the percentage amount of the components to be substituted, some assumptions are made. A lifetime of three years for the charging station batteries (Yang et al., 2006) and of one year for the e-bicycle battery (Weinert et al., 2007) are respectively considered. For the charging station use and maintenance, a lifetime of three years and 3% substitution rates for the electronic components and 100% substitution rates for the tranformer and the fan, are considered, except for the light-emitting diode (LED) for which a lifetime of five years is assumed. Concerning the use and maintenance of the e-bicycles, a lifetime of one year and 100% substitution rate for the rubber components, as well as a lifetime of three years and 3% substitution rate for the plastic and aluminum materials are also selected. In addition, an average distance of 10 km for the transport of the materials to the recycling plant during the use/maintenance and the end of life phases is assumed. The amount of electricity produced by the charging station by means of the combined solar/wind power generation

system, during a lifetime of 15 years, is estimated considering an average energy production of 6.9 kWh per day. The energy consumption is estimated considering the amount of electricity required by eight e-bicycles (3.22 kWh per day) assuming one charge process per day. Finally, the surplus of electricity produced by the charging station that is not used for the e-bicycles charging activities is assumed to be distributed to the electricity grid system. This choice allows to assess the environmental benefits connected to the replacement of the conventional mix electricity source from Germany with the alternative electricity (solar and wind power generation) produced by the station.

2.2. Inventory analysis

Foreground data and background data were adopted to carry out the analysis. Primary data have been obtained by means of direct interviews and specific questionnaires and related to the materials input (Table 1) and the electricity consumption for the production of the investigated charging station. The international scientific literature has been adopted to collect the secondary data regarding, in particular, the production of the e-bicycles (Cherry et al., 2009) as well as the production of the batteries (Spanos et al., 2015; Weinert et al., 2007; Salomone et al., 2005). The international scientific literature has also been adopted to estimate the amount of electricity produced by the charging station. In particular, the PV electricity generation has been obtained through the Photovoltaic Geographical Information System (PVGIS) tool (EC, 2017), while the energy produced from the low profile vertical axis wind turbines has been estimated by multiplying the maximum power output by capacity factor (22.7%) related to the wind energy generation in Germany (IEA, 2016). In addition, international databases (Ecoinvent, 2007; ELCD, 2010) have been used to include the inventory data related to the transport activities, the raw materials and the energy sources, as well as the disposal of the components during the use/maintenance and end of life phases.

Table 1: Primary data related to the materials of one charging station (excluded e-bicycle).

Component	Amount (kg/charging station)
Steel	344.9
Aluminum	175.4
Stainless steel	4.4
Galvanized steel	80
Plastic ¹	39.8
Electronic components	41.9
PV module ²	91.6
Wind turbine ³	76.4
Battery ⁴	167.7

¹amount of plastic components including Polyvinylchloride (PVC), Polyamide (PA), Polyethylene(PE), Polycarbonate (PC)

²amount related to two PV modules

³amount related to six low profile vertical axis wind turbines

⁴amount related to four gel lead-acid batteries

2.3. Impact assessment

SimaPro 8.0.2 software (PRè Consultant, 2010) has been used to assess the environmental impacts related to the life cycle of the charging station. In accordance with Mendoza et al. (2016), the impact assessment has been carried out analysing both, the Climate Change (CC) impact category, (IPCC 2007 GWP 100a v. 1.02 method - IPCC, 2007), and the Energy Use (EU) impact category (Cumulative Energy Demand method - VDI, 1997; Frischknecht et al., 2004).

3. Results and discussion

The CC and EU results related to the FU of one charging station installed in Bergen (Germany) and used for a lifetime of 15 years are shown in Table 1. Results highlight that the total Climate Change and EU related to the FU are respectively, 12,043.3 kg CO₂ eq and 208.9 GJ eq.

Table 2: Climate Change (CC) and Energy Use (EU) results related to the FU (one charging station installed in Bergen and used for a lifetime of 15 years).

Impact	Unit	Total	Phase 1 Production	Phase 2 Installation	Phase 3 Use/maintenance	Phase 4 End of Life
CC	kg CO ₂ eq	12,043.3	12,196.1	1,444.6	-1,889.4	291.9
EU	GJ eq	208.9	214.8	24.2	-32.8	2.7

Regarding the CC impact category (Table 2 and Figure 1), the lowest contribution is due to the end of life phase (4), which contributes for 2.1% (291.9 kg CO₂ eq per FU), followed by the installation phase (2), which contributes for 10.4% (1,444.6 kg CO₂ eq per FU). Instead, the highest potential environmental impacts are connected to the production phase (1), which contributes for 87.5% (12,196.1 kg CO₂ eq per FU). On the other hand, the use and maintenance phase (3) shows a potential environmental benefit, allowing the reduction of the impacts for about -1,889.4 kg CO₂ eq per FU.

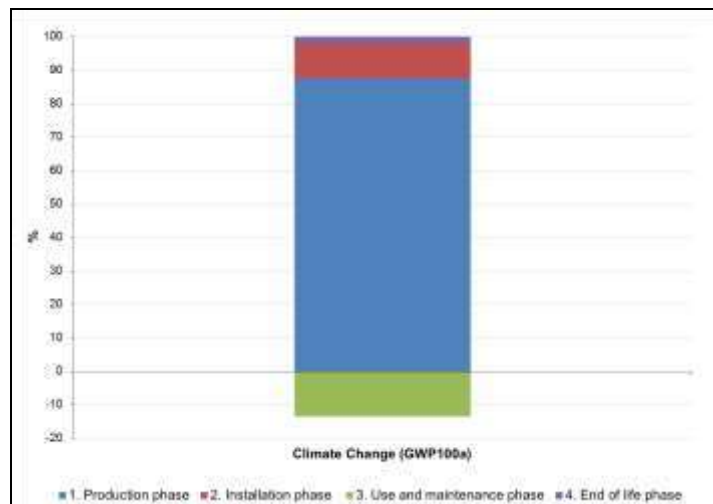


Figure 1: Contribution analysis to climate change per FU (one charging station installed in Bergen and used for a lifetime of 15 years).

An analysis in depth of each phase underscores that the main impacts related to the production phase (1) are connected to the production of the e-bicycles (8,081.4 kg CO₂ eq per FU), for which background data were adopted in this analysis, and in particular to the consumption of electricity during the e-bicycles' manufacturing process which contributes for about 54.7% to the total CC related to the FU. The transport of the charging station from the manufacturing plant to the installation site shows the main contribution in phase 2 (10.2% of the total CC per FU), while the disposal of the packaging materials accounts for 27 kg CO₂ eq per FU. The replacement of conventional electricity with the electricity surplus produced by the charging station allows a reduction of -11,012.5 kg CO₂ eq per FU in the use and maintenance phase (3). Instead, the highest potential environmental impacts in phase 3 are due to the replacement of the batteries in the e-bicycles and in particular, to the manufacturing process during the production of new batteries, which contributes 2,560 kg CO₂ eq per FU to the total CC. Finally, the disposal of the charging station' batteries causes the main impacts in the end of life phase (4), contributing to the CC impact category for about 1%.

Regarding the EU (table 1), the contribution from each phase is, respectively, 88.9% for the production phase (214.8 GJ eq per FU), 10.1% for the installation phase (24.2 GJ eq per FU), -13.7% for the use and maintenance phase (-32.8 GJ eq per FU), and 1.1% for end of life phase (2.7 GJ eq per FU). Results underscore that the highest impacts are connected to the electricity consumed to produce the e-bicycles in phase 1, which shows a value of 133 GJ eq per FU and contributes for 55% to the total EU. Furthermore, the main potential environmental impacts related to the installation phase (2) and to the end of life phase (4) are respectively due to the transport activities in phase 2, which contributes for about 10% (24.4 GJ eq per FU), and the disposal of the batteries installed in the charging station, which contributes for 0.8% to the potential impacts. Finally, the avoided production of the conventional electricity in the use and maintenance phase causes a reduction of the EU for about -192.6 GJ per FU. It is important to underscore that the disposal of the components through the recycling activities during the use/maintenance and end of life phases was considered with a "cut-off" approach. Therefore, the potential environmental impacts connected to the disposal process, in particular related to the recycling of metal and plastic components, are not included in the CC and EU results.

4. Conclusions

The LCA analysis presented in this study assesses the environmental performances related to the production, installation, use and end of life of a charging system for e-bicycles. The main findings of the study showed that the total CC and EU related to the FU of the considered charging station, used for a lifetime of 15 years, are respectively 12,043.3 kg CO₂ eq and 208.9 GJ eq. The main potential environmental impacts are due to the phase 1 and, in particular, to the manufacturing of the e-bicycles, which respectively contributed to the CC and EU impact categories for 54.7% and 55%. Considering that the inventory data related to the production of the e-bicycles have been obtained through the

international literature, in future analysis a sensitivity analysis including inventory data from different sources will be performed. Furthermore, higher environmental benefits are associated to the use and maintenance phase (2) for which the avoided production of the conventional electricity allows a reduction of the impacts for about 14% (CC) and 13.7% (EU). The amount of electricity produced by the solar and wind system has been estimated considering an average energy production of 6.9 kWh per day. Considering that the energy produced from the low profile vertical axis wind turbines has been estimated using the wind energy generation capacity factor related to Germany (the wind power generation that is directly connected to the installation site), future analysis will include an uncertainty analysis including the capacity factors associated to different European countries. In addition, the PV electricity generation will be further investigated considering other hypothetical installation sites as well as the avoided production of different electricity mix sources from different countries, through the implementation of a sensitivity analysis.

5. References

- Bicer, Y and Dincer, I, 2017. Comparative life cycle assessment of hydrogen, methanol and electric vehicles from well to wheel. *Int. J. Hydrogen Energ.* 42, 3767-3777.
- Cherry, CR, Weinert, JX, Xinmiao, Y, 2009. Comparative environmental impacts of electric bikes in China. *Transport. Res. D.* 14, 281-290.
- Dunn, JB, Gaines, L, Kelly, JC, James, C, Gallagher, KG, 2015. The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. *Energy Environ. Sci.* 8, 158-168.
- EC, 2011. White Paper: Roadmap to a Single European Transport Area – Towards a competitive and resource efficient transport system. European Commission (2016).
- EC, 2017. Photovoltaic Geographical Information System (PVGIS) tool. European Commission – Joint Research Centre (JRC). Available at <http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/apps4/pvest.php?lang=en&map=europe>.
- Ecoinvent, 2007. Ecoinvent Data v2.0 Final Reports Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- EEA, 2016. Greenhouse gas emissions from transport. European Environment Agency (2016).
- ELCD, 2010. European Life Cycle Database, European Commission, Joint Research center. Available at <http://lca.jrc.ec.europa.eu>.
- Faria, R, Marques, P, Moura, P, Freire, F, Delgado, J, de Almeida, AT, 2013. Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 24, 271-287.
- Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Doka, G, Dones, R, Hirschler, R, Hellweg, S, Humbert, S, Margni, M, Nemecek, T, Spielmann, M, 2004. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent 2000 No. 3. Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- Barbieri, G, 2017. Giulio Barbieri SRL. <https://www.giuliobarbieri.it>.
- Guinee, JB, 2002. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *Int. J. Life Cycle Assess.* 7(5), 311-313.
- Hawkins, TR, Singh, B, Majeau-Bettez, G, Strømman, AH, 2013. Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles. *J. Ind. Ecol.* 17(1), 53-64.

- Helmerts, E, Dietz, J, Hartard, S, 2017. Electric car life cycle assessment based on real-world mileage and the electric conversion scenario. *Int. J. of Life Cycle Assess.* 22(1), 15-30.
- Hernandez, M, Messagie, M, Hegazy, O, Marengo, L, Winter, O, Van Mierlo, J, 2017. Environmental impact of traction electric motors for electric vehicles applications. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22(1), 54-65.
- IEA, 2016. International Energy Agency Wind 2015 annual report Executive Committee of the Implementing Agreement for Co-operation in the Research, Development, and Deployment of Wind Energy Systems of the International Energy Agency.
- EIA, 2016. International Energy Outlook, with projections to 2040. U.S. Energy Information Administration Office of Energy Analysis U.S. Department of Energy Washington, DC.
- IPCC, 2007. Climate change: the physical science basis. In: Solomon, S, Qui, D, Manning, M, Chen, Z, Marquis, M, Averyt, K.B, Tignor, M, Miller, HL (Eds.). Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the IPCC.
- ISO, 2006a. ISO 14040:2006(E). Environmental Management and Life Cycle Assessment - Principles and Framework. ISO.
- ISO, 2006b ISO 14044:2006(E). Environmental Management and Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.
- Kim, HC, Wallington, TJ, Arsenault, R, Bae, C, Ahn, S, Lee, J, 2016. Cradle-to-Gate Emissions from a Commercial Electric Vehicle Li-Ion Battery: A Comparative Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 50(14), 7715-7722.
- Li, TZ, Qian, F, Su, C, 2014. Energy consumption and emission of pollutants from electric bicycles. In *Applied Mechanics and Materials* (Vol. 505, pp. 327-333). Trans Tech Publications.
- Lucas, A, Silva, CA, Neto, RC, 2012. Life cycle analysis of energy supply infrastructure for conventional and electric vehicles. *Energy Policy* 41, 537-547.
- Mendoza, JMF, Josa, A, Rieradevall, J, Gabarrell, X, 2016. Environmental Impact of Public Charging Facilities for Electric Two-Wheelers. *J. Ind. Ecol.* 20(1), 54-66.
- Pierce, JT, Nash, AB, Clouter, CA, 2013. The in-use annual energy and carbon saving by switching from a car to an electric bicycle in an urban UK general medical practice: the implication for NHS commuters. *Environment, development and sustainability*, 15(6), 1645-1651.
- Pré Consultant, 2010. Simapro 8. Amersfoort, The Netherlands
- Salomone, R, Mondello, F, Lanuzza, F, Micali, G, 2005. An eco-balance of a recycling plant for spent lead-acid batteries. *Environ Manage.* 35(2), 206-219.
- Shen, L, Worrell, E, and Patel, MK, 2010. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resour. Conserve. Recy.* 55(1), 34-52.
- Sims R, Schaeffer, R, Creutzig, F, Cruz-Núñez, X, D'Agosto, M, Dimitriu, D, Figueroa Meza, MJ, Fulton, L, Kobayashi, S, Lah O, , McKinnon, A, Newman, P, Ouyang, M, Schauer, JJ, Sperling, D, Tiwari, G, 2014. Transport. In: *Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*
- Spanos, C, Turney, DE, Fthenakis, V, 2015. Life-cycle analysis of flow-assisted nickel zinc-, manganese dioxide-, and valve-regulated lead-acid batteries designed for demand-charge reduction. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 43, 478-494.
- VDI, 1997. Cumulative energy demand e terms, definitions, methods of calculation. In: *VDI Richtlinien 4600, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf, Germany.*

Weinert, JX, Burke, AF, Wei, X, 2007. Lead-acid and lithium-ion batteries for the Chinese electric bike market and implications on future technology advancement. *J. Power Sources*, 172(2), 938-945.

Yang, H, Wang, H, Chen, G, & Wu, G, 2006. Influence of the charge regulator strategy on state of charge and lifetime of VRLA battery in household photovoltaic systems. *Sol. Energy*, 80(3), 281-287.

Zhang, C. Wang, C, Sullivan, J, Han, W, Schuetzle, D, 2001. Life cycle assessment of electric bike application in Shanghai (No. 2001-01-3727). SAE Technical Paper.

Valutazione LCA per la minimizzazione dell'impatto ambientale nello sfruttamento della risorsa geotermica

Maria Laura Parisi¹, Mirko Bravi², Maria Camilla Baratto¹, Riccardo Basosi^{1*}

¹Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia, Università di Siena

²LMS Energia, Colle di Val d'Elsa (SI)

Email*: riccardo.basosi@unisi.it

Abstract

La geotermia è una risorsa di energia naturale e rinnovabile ed il suo sfruttamento in Toscana contribuisce in modo significativo alla quota di generazione elettrica da fonti rinnovabili regionale, con un valore che è cresciuto fino a circa il 35% nel 2015. L'energia prodotta da fonte geotermica, come quella prodotta dalle altre fonti energetiche, genera comunque degli impatti non trascurabili sull'ambiente, strettamente correlati alla sito-specificità della fonte stessa. In questo studio preliminare si analizza la fase operativa di sette impianti geotermici localizzati nelle tre aree geotermiche toscane principali, con un focus specifico sugli impatti generati dalle emissioni in atmosfera, per la valutazione delle loro performance ambientali in relazione alle caratteristiche geomorfologiche dei siti e delle tecnologie utilizzate per lo sfruttamento della risorsa.

1. Introduzione

La geotermia oggi nel Mondo contribuisce alla produzione di energia elettrica per una quota pari circa all'1%, generata da 613 impianti geotermoelettrici per un totale di 12.640 MWe di potenza installata; di questa 2,133 MWe sono relativi alle centrali in Europa e 916 MWe a quelle in Italia, localizzate in Toscana nelle due zone di Larderello-Travale (795 MWe) e del Monte Amiata (121 MWe). In questa regione la geotermia contribuisce in modo significativo al fabbisogno elettrico ed energetico regionale (Bertani, 2015; Bravi e Basosi, 2015).

In una prospettiva di decarbonizzazione del sistema energetico mondiale, la geotermia può giocare un ruolo fondamentale nel contribuire agli scenari di produzione di un'energia sicura ed accessibile economicamente (COM, 2011; SEC, 2011). L'energia geotermica può essere un'energia pulita, sostenibile e rinnovabile se utilizzata in modo opportuno. Infatti le proprietà delle sorgenti geotermiche sono legate a fattori altamente sito-specifici in quanto determinate dai fenomeni geo-mineralogici, peculiari per ogni area geotermica, che ne hanno permesso la creazione, l'accumulo e la conservazione. Come ogni fonte energetica, l'utilizzo della geotermia ha degli impatti sull'ambiente che sono anch'essi altamente sito specifici data la natura della fonte in relazione alle caratteristiche che cambiano a seconda delle profondità nello spazio e nel tempo. A questi impatti, si aggiungono quelli relativi al tipo di tecnologia impiegata per lo sfruttamento geotermico.

Nell'analisi delle fonti di CO₂ e di gas climalteranti, né il Protocollo di Kyoto né l'IPCC (IPCC, 2008) hanno considerato fino ad ora le attività delle centrali geotermiche come contributi effettivi su scala globale. Questo approccio è stato basato sul concetto che le emissioni naturali di CO₂ nelle aree geotermiche

fossero comparabili a quelle dovute allo sfruttamento per fini energetici nelle stesse aree, trascurando del tutto la variabile temporale. Assumere che le emissioni prodotte nell'arco di vita di un impianto geotermico (circa 30 anni) siano comparabili con quelle naturali generate in centinaia di migliaia di anni è evidentemente errato e in conflitto con tutte le iniziative in atto per invertire l'andamento del riscaldamento globale in una finestra temporale dei 30 anni.

Per queste ragioni e per il potenziale che la geotermia rappresenta nel mondo per le strategie di politica energetica (IEA, 2011), il grado e l'estensione di questi impatti devono essere individuati e analizzati per gli impianti esistenti e, nel caso di nuovi progetti, prima di avviare lo sfruttamento della risorsa geotermica al fine di considerare metodi di mitigazione o eliminazione delle emissioni più idonei.

2. Impatti ambientali della risorsa geotermica

In letteratura sono presenti molti studi relativi agli impatti generati dalla geotermia (Hagedoorn, 2006), alcuni dei quali inquadrano questo tema in un'ottica di ciclo di vita (Bayer et al, 2013) mentre altri propongono modelli per la produzione di energia da geotermia in modo sostenibile attraverso dei modelli di gestione delle sorgenti geotermiche (Axelsson e Stefansson, 2003).

Come già discusso, la geotermia è una fonte energetica che genera degli impatti nell'ambiente, alcuni dei quali altamente sito specifici (uso del suolo ed effetti sulla biodiversità, fenomeni di subsidenza, dispersione di calore nell'ambiente circostante in funzione della tecnologia utilizzata; consumo di acqua nelle fasi di perforazione e operatività dell'impianto che aumenta in presenza di sistemi di re-immissione dei fluidi nel serbatoio geotermico; emissioni di radon; emissioni nel suolo legate ai contaminanti presenti nel volume di fluido geotermico estratto e nel risultante rifiuto, particolarmente per i sistemi a liquido-dominante).

Le emissioni in atmosfera legate alla geotermia sono l'aspetto ambientale probabilmente più discusso attualmente e per questo sono il focus dell'analisi svolta in questo studio. I gas sono naturalmente presenti nel fluido geotermico, disciolti nella fase liquida o liberi in fase vapore a seconda della pressione e della temperatura del serbatoio. Gas comunemente trovati nel fluido geotermico sono anidride carbonica (CO₂), acido solfidrico (H₂S), idrogeno (H₂), azoto (N₂), metano (CH₄), ammoniaca (NH₃), argon (Ar) e radon (Rn) (Fridriksson et al., 2016). Questi gas sono detti non condensabili (NCG) poiché non condensano nelle stesse condizioni del vapore acqueo, di solito presente in fase gassosa in maggiore quantità, ma restano in fase gassosa generando non pochi problemi dal punto di vista sia della produttività ed efficienza dell'impianto sia della sostenibilità ambientale della generazione di energia. Per questo motivo devono essere rimossi dai condensatori e dagli scambiatori di calore. La rimozione degli NCG ha tuttavia un impatto sia economico che energetico, poiché il processo di eliminazione richiede costi aggiuntivi e l'utilizzo di parte dell'energia prodotta dall'impianto stesso. Quindi studiare la composizione chimica del serbatoio può risultare utile in fase di sviluppo dell'impianto, poiché permette di allestire il sistema con tecnologie adatte alla composizione del fluido geotermico.

3. Obiettivo dello studio e assunzioni

L'obiettivo di questo lavoro è quello di valutare le prestazioni ambientali di alcuni impianti geotermoelettrici italiani per la produzione di energia elettrica allo scopo di valutare e proporre soluzioni per la minimizzazione dell'impatto ambientale nello sfruttamento della risorsa geotermica. Nella fase preliminare dello studio, il focus è posto sulle emissioni in atmosfera generate dall'attività degli impianti geotermoelettrici al fine di comparare i risultati con quelli relativi alla produzione elettrica da fonti fossili, in particolare da impianti a carbone e gas di potenze comparabili.

In Italia esistono due principali aree geotermiche in sfruttamento ad alta entalpia, entrambe posizionate nella Toscana meridionale:

- La zona boracifera a Sud-Ovest di Siena che comprende i campi geotermici di Larderello e Travale-Radicondoli
- L'area del Monte Amiata a Nord-Est di Grosseto, dove si trovano i campi geotermici di Bagnore e Piancastagnaio.



Figura 1: Distribuzione delle aree geotermiche in Toscana.

Ad oggi in Toscana sono presenti 36 centrali geotermiche ENEL ubicate nelle quattro aree territoriali di Larderello, Radicondoli, Lago e Piancastagnaio afferenti alle province di Pisa, Siena e Grosseto, con una generazione elettrica nel 2015 pari circa al 2% della produzione a livello nazionale e al 35,6% della produzione regionale complessiva.

I serbatoi geotermici utilizzati nelle aree di Larderello-Travale/Radicondoli e del Monte Amiata sono due: un serbatoio superficiale all'interno di livelli cataclastici delle rocce carbonatiche-evaporitiche il quale produce un vapore surriscaldato, ed

un serbatoio più profondo, molto più esteso, caratterizzato da un sistema di rocce metamorfiche fratturate posto ad una profondità maggiore di 2 km.

All'interno del serbatoio profondo del campo di Larderello-Travale/Radicondoli a vapore-dominante si riscontrano valori di 20 MPa e 300-350°C a circa 3 km di profondità. Nell'area dell'Amiata il serbatoio è di tipo acqua dominante e si riscontrano valori intorno ai 20 MPa e 300-350°C tra i 2,5 e i 4 km di profondità.

L'unità funzionale utilizzata per questo studio è l'energia elettrica prodotta (MWhe) dai vari impianti per la conversione di energia geotermica. Il periodo di riferimento per l'analisi degli impianti è la serie storica 2010-2014.

Lo studio è centrato sulla fase operativa del ciclo di vita degli impianti. Tale scelta è determinata dal fatto che gli impatti derivanti dalle fasi di perforazione dei pozzi, costruzione e decommissioning dell'impianto geotermico possono essere trascurati senza rischiare di sottostimare troppo le reali performance ambientali, dal momento che influiscono sul bilancio dell'intero ciclo di vita in modo contenuto [Brown e Ulgiati, 2002].

Le categorie di impatto selezionate sono quelle relative agli effetti sul riscaldamento globale, sull'acidificazione del suolo e sulla salute umana. Per ragioni di continuità e confrontabilità dell'analisi svolta in questo studio con studi pubblicati in letteratura (Bravi e Basosi, 2014), gli indicatori scelti sono quelli definiti nel metodo di valutazione degli impatti CML 2001 V2.05: il Global Warming Potential su una finestra temporale di 100 anni (GWP100), l'Acidification Potential (ACP) e Human Toxicity Potential (HTP100). Il Software utilizzato è il Simapro 8.0.5.

3.1. *Analisi di Inventario*

Gli impianti geotermici toscani analizzati in questo studio sono 7 e sono ubicati nelle aree territoriali di Piancastagnaio, Larderello e Radicondoli. In dettaglio gli impianti sono:

- Monte Amiata: Bagnore 3, Piancastagnaio 5
- Larderello: Farinello, Sesta 1 e Nuova Larderello
- Travale-Radicondoli: Nuova Radicondoli 1 e Nuova Radicondoli 2

I dati relativi alle emissioni generate dagli impianti analizzati sono stati collezionati a partire dai report annuali dei monitoraggi delle aree geotermiche toscane eseguiti dall'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale ARPAT (ARPAT 2010-2014). I dati delle misurazioni ARPAT sono il risultato di campionamenti di prelievi agli scarichi delle centrali in periodi definiti dell'anno. Si assume che questi valori campione corrispondano ad un valore medio e costante durante l'intero anno.

Tabella 1: Caratteristiche degli impianti geotermoelettrici toscani selezionati per lo studio. Tutti gli impianti sono forniti di tecnologia AMIS (Impianto di Abbattimento Mercurio e Idrogeno Solforato) nel periodo di riferimento analizzato.

Impianto	Provincia	Data di avviamento	MWe nominali	MWe effettivi	Tecnologia
Piancastagnaio 5	SI	1991	20	13,6	Dry Steam
Bagnore 3	GR	1998	20	19,4	Flash
Farinello	PI	1995	60	46	Dry Steam
Sesta 1	SI	2002	20	5,5	Dry Steam
Nuova Larderello	PI	2005	20	14,3	Dry Steam
Nuova Radicondoli 1	SI	2002	40	33,6	Dry Steam
Nuova Radicondoli 2	SI	2010	20	17,5	Dry Steam

Questo studio si è focalizzato sui potenziali effetti ambientali delle emissioni degli NCG che si trovano in maggiore concentrazione nel fluido geotermico (CO_2 , CH_4 , NH_3 , H_2S) e che determinano un impatto sulle categorie selezionate, oltre alle emissioni di mercurio (Hg), altri metalli e composti metallici e acido borico (H_3BO_3).

A partire dai dati di composizione del fluido geotermico nelle varie aree analizzate e dalla capacità di produzione in base ai MWe generati per i vari impianti nel periodo di riferimento analizzato, è stata fatta una stima del flusso di massa di fluido geotermico in entrata nelle centrali per ogni anno della serie storica. Sulla base di questi calcoli è stato possibile determinare i fattori di emissione medi delle centrali analizzate come rapporto dei flussi di massa (kg/h) sul carico medio degli impianti misurati in MWe/h.

I dati secondari per il confronto con carbone e gas sono stati presi dalla banca dati Ecoinvent 2.2. Gli impatti potenziali legati a queste tecnologie di produzione energetica da fonti fossili tengono conto di tutto il ciclo di vita degli impianti. È stato calcolato che anche in questo caso gli effetti sulle categorie di impatto scelte per questo studio sono principalmente determinati dalle emissioni dirette durante la fase operativa degli impianti (Emmenegger et al., 2007; Roder et al., 2007).

4. Risultati e Discussione

I risultati dell'analisi effettuata per le tre categorie di impatto selezionate sono riportati in Figura 2. Dall'andamento degli indicatori nella serie storica è evidente che gli effetti delle emissioni in ambiente dovute al rilascio di NCG sono molto consistenti per almeno due delle categorie di impatto considerate, quando paragonate agli impatti potenziali dovuti alla generazione di energia elettrica da carbone fossile e gas naturale.

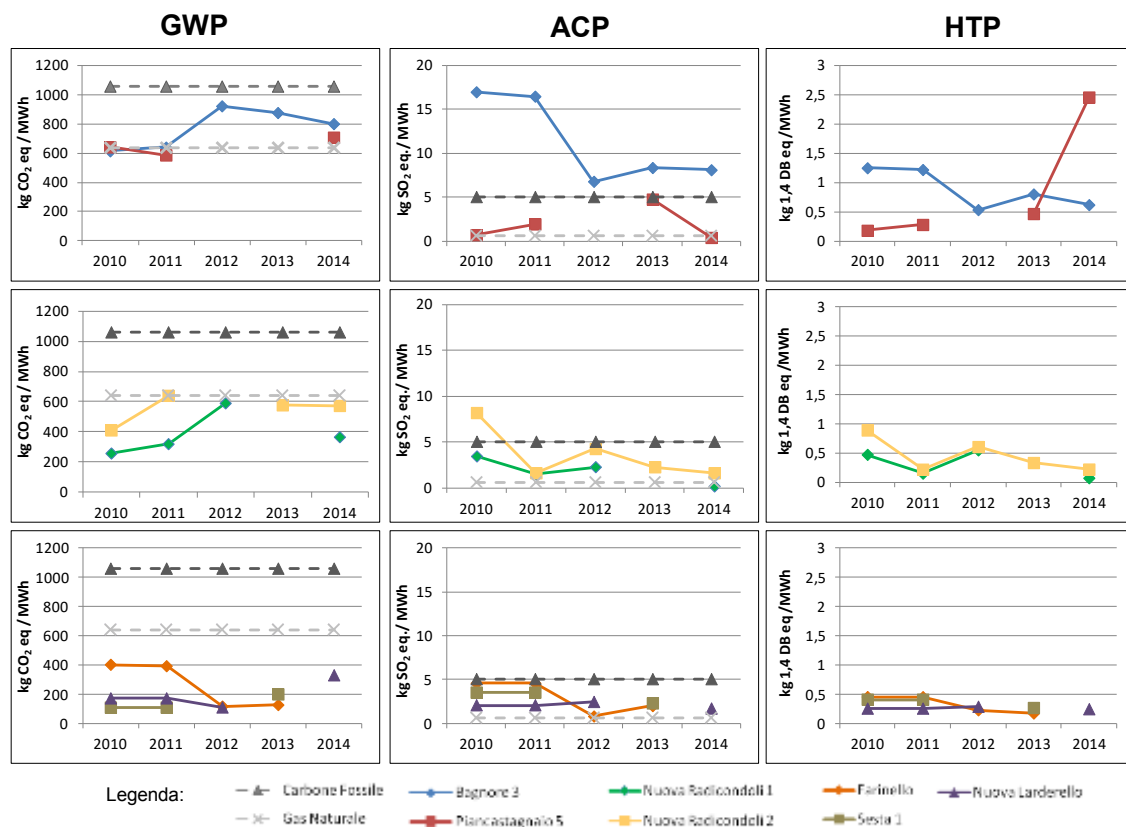


Figura 2: Impatti ambientali per gli indicatori GWP, ACP, HTP delle centrali geotermiche analizzate nella serie storica 2010-2014.

Il valore calcolato del GWP dipende dalle elevate quantità di CO₂ nel fluido geotermico di tutte le aree studiate, dovute alla presenza nei serbatoi di rocce carbonatiche che ad alte temperature liberano CO₂ gassosa nei fluidi. Nella zona del Monte Amiata, il valore medio di GWP per Bagnore 3 è di 772 kg CO₂ eq./ MWh, mentre per Piancastagnaio 5 è stato calcolato un valore medio di 646 kg CO₂ eq./ MWh. Questa differenza è dovuta alla diversa tecnologia di conversione, ma soprattutto dipende dalla diversa geochimica dei serbatoi da cui è estratto il fluido di produzione: i valori elevati per Bagnore 3 sono dovuti al serbatoio più profondo che viene sfruttato che si estende in formazioni metamorfiche con conseguente presenza di alte concentrazioni di CH₄ nel fluido geotermico che, sebbene si presenti in quantità minori della CO₂, ha un impatto 34 volte maggiore sul GWP. Nella zona di Travale-Radicondoli, le differenze tra i due impianti sono dovute principalmente alla capacità installata visto che i due impianti sono alimentati dallo stesso serbatoio geotermico (valori medi: 383 kg CO₂ eq./ MWh e 550 kg CO₂ eq./ MWh per Radicondoli1 e 2 rispettivamente). Nella zona di Larderello si registrano i valori medi più bassi per il GWP con differenze che dipendono in questo caso dalle capacità effettive di lavoro degli impianti (Farinello: 259 kg CO₂ eq./ MWh, Nuova Larderello: 196 kg CO₂ eq./ MWh, Sesta 1: 109 kg CO₂ eq./ MWh).

Per quanto riguarda i valori di ACP, nella zona dell'Amiata si registrano gli impatti più importanti con valori medi pari a 11.35 kg SO₂ eq./ MWh per Bagnore 3 e a 1.94 kg SO₂ eq./ MWh per Piancastagnaio 5. Nel primo caso, i valori più alti di acidificazione dipendono dall'anomalo contenuto di NH₃ nel fluido geotermico del serbatoio di Bagnore. Nelle zone di Travale-Radicondoli e Larderello si calcolano dei valori in media più bassi rispetto alla zona dell'Amiata a causa del contenuto più basso di NH₃, ma pur sempre considerevoli se comparati con gli effetti dovuti alla generazione elettrica dalle due fonti fossili selezionate (valori medi espressi in kg SO₂ eq./ MWh: Nuova Radicondoli 1: 1.84; Nuova Radicondoli 2: 3.2; Farinello: 2.96; Sesta 1: 3.11; Nuova Larderello: 2.07).

Diversamente, gli impatti calcolati per l'indicatore HTP sono più bassi di circa 15 volte rispetto a quelli generati dall'impiego di carbon fossile e gas naturale; ciò significa che almeno dal punto di vista della tossicità la produzione geotermica ha un impatto molto minore. Gli effetti su questa categoria di impatto sono principalmente dovuti alla presenza nei fluidi geotermici di NH₃, H₂S, H₃BO₃ e metalli vari. Anche in questo caso la zona del Monte Amiata è caratterizzata dagli effetti più cospicui per la presenza di Hg, NH₃, H₂S e H₃BO₃ nel fluido geotermico di entrambi i serbatoi che alimentano i due impianti (valori medi in kg 1.4 DB eq./MWh: Bagnore 3: 0.88; Piancastagnaio 5: 0.5). Nella zona di Travale-Radicondoli i valori medi si assestano su 0.7 per Radicondoli 1 e 1.1 per Radicondoli 2. Sebbene non sia stato rilevato Hg nel 2010, il valore per Radicondoli 2 è doppio rispetto all'altro impianto a causa dei contributi di ammoniaca e acido solfidrico. Nella zona del Larderello i valori calcolati sono ancora più bassi, per ragioni legate al contenuto dei fluidi geotermici e alle capacità effettive degli impianti (valori medi in 1.4 DB eq./MWh: Farinello: 0,33; Sesta 1: 0,361; Nuova Larderello: 0.26).

5. Conclusioni

I risultati di questo studio mostrano che lo sfruttamento della risorsa geotermica non può essere considerata ad impatto zero ed in particolare carbon-free. Concentrando l'attenzione sulle emissioni in atmosfera, si può dimostrare che ci sono vari fattori responsabili delle variazioni nella composizione e nella massa di NCG e metalli che viene liberata dalle torri di raffreddamento dei vari impianti: localizzazione e profondità dei serbatoi, caratteristiche della tecnologia impiegata (flash, dry steam, a ciclo binario, a ciclo combinato, etc.) e sistemi di abbattimento adottati. Per queste ragioni, appare evidente che non è possibile fare analisi ad ampio raggio, previsioni valide per più siti e raccogliere dati universali derivanti dal confronto tra tecnologie situate in regioni diverse. La valutazione degli impatti legati allo sfruttamento dei sistemi geotermici è altamente sito-specifica e deve essere condotta a partire da dati di inventario quanto più accurati e completi per poter proporre soluzioni e interventi tesi all'ottimizzazione delle prestazioni degli impianti, in un'ottica che privilegi la minimizzazione della pressione ambientale piuttosto che la massimizzazione della produzione e del profitto economico. Accanto ai sistemi di abbattimento correttamente funzionanti e in continuo, la reiniezione totale dei fluidi geotermici nello stesso bacino di prelievo in condizioni controllate è la strada da percorrere

per poter rendere la geotermia una fonte pulita e sicura di energia ad alta accettabilità sociale. Solo con lo sviluppo di tecnologie di sfruttamento della geotermia più avanzate e messe a punto per minimizzare la pressione sull'ambiente sarà possibile perseguire l'utilizzo di questa risorsa naturale e rinnovabile. Ad oggi i progressi fatti con la tecnologia a ciclo chiuso (basata in genere sul Ciclo Rankine Organico - ORC), che sfrutta i fluidi geotermici solo per trasferire calore ad un fluido di lavoro in un sistema a circuito che alimenta l'impianto, permettono di ipotizzare soluzioni percorribili anche per sistemi geotermici con fluidi ad alta entalpia e con un'alta concentrazione di NCG come quelli in Toscana.

Lo sviluppo futuro di questo studio sarà concentrato sull'estensione dell'analisi su una serie storica più ampia comprendendo quindi tutti gli impianti attivi nel periodo, e sulla modellazione delle altre fasi del ciclo di vita per completare l'eco-profilo della geotermia in Toscana.

6. Bibliografia

ARPAT, 2010-2014. Monitoraggio delle aree geotermiche toscane, viewed 28 Mar 2017 <<http://www.arp.at.toscana.it/documentazione/report/report-geotermia>>

Axelsson, G, Stefansson, V, 2003. Sustainable management of geothermal resources. In: International Geothermal Conference, Reykjavik, Iceland, viewed 22 Mar 2017 <<http://www.jardhitafelag.is/media/pdf/s12paper075.pdf>>

Bayer, P, Rybach, L, Blum, P, Brauchler, R, 2013. Review on life cycle environmental effects of geothermal power generation. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 26, 446-463.

Bertani, R, 2015. Geothermal power generation in the world 2010–2014 update report, Geothermics, 41, 1-19

Bravi, M, Basosi R, 2014. Environmental impact of electricity from selected geothermal power plants in Italy, Journal of Cleaner Production, 66, 301-308

Bravi, M, Basosi, R, 2015. Geotermia d'impatto QualEnergia - Anno XIII, 96-99.

Brown, MT, Ulgiati, S, 2002. Energy evaluations and environmental loading of electricity production systems. Journal of Cleaner Production, 10, 321-334

Ecoinvent Centre, 2013. Database ecoinvent data v2.2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. (<<http://www.ecoinvent.org/database>>)

Emmenegger, MF, Heck, T, Jungbluth, N, 2007. Natural Gas; Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and Other UCTE Countries. Ecoinvent Report n.5, 25-45.

EU Commission, 2011. Energy Roadmap 2050. COM (2011). 885.

EU Commission, 2011. Materials Roadmap Enabling Low Carbon Energy Technologies. SEC (2011). 1609 Final.

Hagedoorn, S, 2006. Methodology for a Sustainability Analysis of Geothermal Power Plants. Final report thesis. Universiteit Utrecht Copernicus Institute.

IEA, 2011. Geothermal Heat and Power RoadMap, viewed 21 April 2017, < <http://www.oecd-ilibrary.org/docserver/download/6111221e.pdf?expires=1494422709&id=id&accname=guest&checksum=AD66E65994D1528D20D7E4713FE75B63>>

IPCC, 2008. Fifth Assessment Report (AR5), viewed 31 Mar 2017. Available at <https://www.ipcc.ch/report/ar5/>

Roder, A, Bauer, C, Dobes, R, 2007. Coal; Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and Other UCTE Countries. Ecoinvent Report n.5, 46-69.

Analisi del ciclo di vita del laterizio: un caso studio in Piemonte

Corrado Carbonaro*, Francesca Thiebat

Politecnico di Torino, Dipartimento di Architettura e Design

Email*: corrado.carbonaro@polito.it

Abstract

In riferimento al panorama normativo sempre più attento ai principi di sostenibilità e alle relative ricadute sul mercato, le scelte dei produttori di prodotti per l'edilizia, in particolare del laterizio, sono sempre più spesso orientate alla riduzione degli impatti ambientali e del consumo delle risorse durante la fase di produzione, alla progettazione dei prodotti considerando l'intero ciclo di vita, e alla necessità di adottare sistemi di certificazione ambientali. L'articolo riporta i risultati di un'analisi LCA sulla produzione del laterizio della fornace Vincenzo Pilone srl, condotta all'interno di una ricerca di innovazione di processo e prodotto finanziata dalla Regione Piemonte. L'eco-profilo ottenuto è stato messo a confronto con altri prodotti e, nell'ultima parte, sono riportati alcuni scenari di ottimizzazione finalizzati al miglioramento, dal punto di vista ambientale, dei processi a più alto impatto nella produzione del laterizio.

1. Introduzione

Il laterizio è uno dei materiali maggiormente utilizzati in edilizia, soprattutto in Italia dove spesso le nuove costruzioni si devono confrontare con il recupero di edifici storici caratterizzati da struttura portante di mattoni. Il laterizio ha origini antiche riconducibili a civiltà egizie e mesopotamiche. Già in epoca romana la produzione avveniva in fabbriche ante litteram, chiamate figlinae o figline, poste in prossimità di cave di argilla e di fiumi facilitando il trasporto dei materiali. Il laterizio è un materiale che si ricava dalla cottura di argille con qualità variabili di sabbia, ossido di ferro e carbonato di calcio (UNI EN 771-1) e comprende diverse tipologie di prodotti suddivisi in laterizi pieni, forati e da copertura.

Molti studi evidenziano che il processo produttivo del laterizio è ad alta intensità energetica e contribuisce all'aumento delle emissioni in atmosfera per questo occorre ripensare alla gestione ambientale di tale processo anche attraverso l'uso di fonti rinnovabili e alternative per la produzione dell'energia (ANDIL, 2005; Koroneos and Dompros, 2007; Kumbhar et al., 2014). In Italia, l'ANDIL, associazione di categoria dell'industria italiana dei produttori di laterizi, si occupa della promozione del laterizio in relazione sia agli aspetti prestazionali sia a quelli di sostenibilità ambientale e di energia. In quest'ottica, ha messo a punto un software che permette di calcolare in forma integrata le prestazioni energetiche e ambientali di soluzioni costruttive in laterizio¹ secondo la metodologia di Valutazione del Ciclo di Vita del prodotto (LCA) in conformità alle prescrizioni della norme ISO 14040 e della UNI EN 15804, elaborata dal gruppo di lavoro TC 350 "Sustainability of Construction Works" - WG3 "Product Level". La volontà dei gruppi di lavoro europei e nazionali (ad es. CEN e UNI) di estendere le prestazioni di prodotto anche agli aspetti energetico-ambientali si

¹ <http://www.andil.it/latertime.html> (ultimo accesso 3/4/2017)

lega strettamente alle strategie di mercato delle aziende produttrici, stimolando la competizione e incoraggiando pratiche rivolte alla sostenibilità di prodotto (Almeida et al., 2015).

1.1 Quadro normativo di riferimento

Negli ultimi anni, nel settore delle costruzioni, la ricerca industriale si è posta l'obiettivo di coniugare alte prestazioni in fase d'uso con minimo impatto ambientale in fase di produzione e smaltimento. Tale impegno nasce soprattutto dalla diffusione di direttive, norme, regolamenti che raccomandano l'uso di risorse rinnovabili e riciclate, la riduzione dei rifiuti e la salvaguardia dell'ambiente. In questo quadro un ruolo sempre più importante è giocato dai regolamenti e dalle politiche che favoriscono o impongono ai centri di spesa pubblica gli "acquisti verdi". Il decreto DM 24/12/2015, successivamente modificato con il DM 11/01/2017 *"Adozione dei criteri ambientali minimi per gli arredi per interni, per l'edilizia e per i prodotti tessili"*, individua la volontà di implementare il livello di sostenibilità all'intero ciclo di vita dei prodotti. Il decreto prevede, infatti, che in caso di gare per l'appalto di edifici pubblici, sia riconosciuta una premialità alle imprese dotate di certificazione ambientale (EMAS, ISO14001) e ai progetti che prevedano l'uso di: materiali composti da materie prime rinnovabili, minima distanza di approvvigionamento dei prodotti da costruzione e miglioramento delle prestazioni ambientali dell'edificio nella fase d'uso. Inoltre l'uso di materia recuperata o riciclata deve essere almeno il 15% in peso valutato sul totale di tutti i materiali utilizzati.

Il DM 11/01/2017 dà, inoltre, indicazioni specifiche sui requisiti minimi dei laterizi. I prodotti per muratura e solai devono avere un contenuto di materiale riciclato (secco) di almeno il 10% sul peso del prodotto, mentre i laterizi per coperture, pavimenti e muratura faccia vista, di almeno il 5% sul peso del prodotto. Tali criteri ambientali minimi (CAM) devono quindi essere dimostrati attraverso certificazioni o marcature ambientali di prodotto di Tipo III (norme UNI EN 15804 e ISO 14025) rilasciate da un organismo di valutazione della conformità che attesti il contenuto di riciclato o con una autodichiarazione ambientale di Tipo II (norma ISO 14021).

2. Analisi LCA dei blocchi in laterizio

2.1 Obiettivo dello studio

L'articolo riporta i risultati di un'analisi condotta sulla produzione del laterizio della fornace Vincenzo Pilone srl, svolta in seno a Block-Plaster, progetto di ricerca industriale e di sviluppo sperimentale finanziato dalla Regione Piemonte. L'obiettivo del progetto è la messa a punto di un nuovo sistema costruttivo per involucri opachi costituito da blocchi in laterizio assemblati ad incastro con strati che assolvono alle funzioni strutturali, di termo-resistenza, di ventilazione, di assorbimento di inquinanti indoor, garantendo velocità e bassi costi ambientali ed economici in fase di cantierizzazione e smaltimento. Le prime fasi analitiche sono state indirizzate ad analizzare gli attuali sistemi produttivi dell'azienda, con lo scopo di tracciarne un profilo ambientale che evidenziasse punti di forza e

criticità. In particolare, l'analisi del ciclo di vita del laterizio, è stata sviluppata per:

- Ridurre i consumi di energia e gli eventuali sprechi di materiale al fine di minimizzare gli impatti ambientali nella fase di produzione;
- Individuare le possibilità di intervenire sulle materie prime, riducendone l'impatto ambientale e incrementandone la termo resistenza;
- Stabilire le forme e l'accoppiamento di più materiali al fine di favorire i sistemi ad incastro e il design for disassembling;
- Individuare il metodo e il contenuto necessario alla certificazione di prodotto denominata EPD (Environmental Product Declaration).

In questo articolo sarà riportato il risultato della prima fase dello studio.

2.2 Confini del sistema e metodologia

Per lo studio sono state utilizzate le norme di riferimento delle EPD di tipo III e le norme ISO 14040/44 per le analisi LCA. Le EPD devono fare riferimento a specifiche linee guida di prodotto, le *Product Category Rules* (PCR). Lo studio presentato si è basato sulla PCR 2012:01 *Construction products and construction services*, sviluppata da *Envirodec*. L'uso della metodologia LCA è motivato dalla volontà di quantificare gli impatti ambientali associati alla fabbricazione di elementi in laterizio dell'attuale produzione e dall'individuazione di possibili miglioramenti di prodotto per la realizzazione di prodotti innovativi in laterizio. L'utilizzo di linee guida per le etichettature di prodotto ha permesso di confrontare il prodotto specifico con altri disponibili sul mercato, oggetto di valutazioni ambientali, e con dati presenti in letteratura o in database.

La fornace Vincenzo Pilone srl ha diverse tipologie di elementi per l'edilizia (blocchi, tavole, ecc.). L'unità funzionale scelta è 1 kg di elementi in laterizio secondo i valori medi di produzione annuale dell'azienda. I confini del sistema così come è previsto dalle PCR 2012:01, sono suddivisi in tre macro moduli. Il primo è *Upstream module*, modulo che contiene i processi a "monte" rispetto alla manifattura del prodotto, inerenti la catena di fornitura (*supply-chain*). Il *Core module*, che contiene i processi "centrali" dell'azienda che riguardano la produzione del prodotto (*manufacturing processes*). Infine, per le analisi di tipo "cradle-to-gate with options", il *Downstream module*, che contiene la distribuzione, l'uso e il fine vita. Nel presente studio i confini del sistema delle analisi svolte sono di tipo "cradle-to-gate" condotte sulla produzione generica di laterizio dall'azienda includono i seguenti processi:

UPSTREAM PROCESSES

A1) *Raw material supply*: Estrazione delle materie prime (argilla, marna e additivi o altri additivi); Produzione dei materiali per l'imballaggio (film LDPE termoretraibile, pallet in legno); produzione di energia da fonti primarie (elettricità, calore e aria calda).

CORE PROCESSES

A2) *Transportation*: trasporti delle materie prime, dei materiali e degli imballaggi dai siti di estrazione o dai fornitori al sito di produzione dell'azienda.

A3) *Manufacturing*: pre-lavorazione della miscela a base di argilla; trasporto e stoccaggio della miscela nel silos; preparazione dell'impasto, estrusione e taglio degli elementi; essiccazione degli elementi in laterizio; cottura dei laterizi; imballaggio e stoccaggio elementi in laterizio; smaltimento dei rifiuti prodotti nel processo di produzione.

Dai confini del sistema sono esclusi: la costruzione della fornace e degli uffici, le infrastrutture comprese di impianti per la produzione di energia; la produzione dei macchinari, la manutenzione e la produzione di pezzi di ricambio; le attività del personale.

I dati utilizzati per la valutazione del ciclo di vita dei manufatti in laterizio sono per la maggior parte dati diretti forniti dal produttore e riferiti agli anni dal 2012 al 2014. L'utilizzo delle cave, la durata e gli interventi di ripristino sono stati considerati in quanto cave di proprietà dell'azienda. Tutti i dati indiretti usati nell'analisi LCA appartengono alla banca dati Ecoinvent v. 2.0 (2009). L'ambito geografico è quello europeo. I dati indiretti utilizzati per la produzione dei laterizi sono basati su riferimenti europei e extra-europei. I dati diretti sono stati raccolti in loco attraverso un questionario e successivamente elaborati con il software Sima-Pro 7.1.

L'energia elettrica usata nel processo produttivo è calcolata secondo i dati dell'azienda: una quota prelevata da rete, una prodotta da fotovoltaico e una da impianto di cogenerazione. La produzione di energia elettrica da fotovoltaico si riferisce alla produzione di un anno. I tipi di veicoli e le distanze per la rappresentazione dei trasporti sono quelli reali appartenenti alla catena di fornitura.

Nell'ambito del presente studio LCA sono state considerate le seguenti categorie di effetti ambientali:

- Uso di risorse energetiche: i principali flussi di risorse energetiche primarie e derivate utilizzate nella produzione del materiale sono stati convertiti in un consumo di energia primaria. Il fattore di caratterizzazione è in questo caso il potere calorifico del materiale considerato (contenente l'energia di feedstock) e del mix energetico caratteristico delle nazioni di provenienza del materiale o componente inclusi nello studio LCA. La caratterizzazione è stata condotta utilizzando il metodo CED 1.05, sviluppato da Boustead & Hancock nel 1979.
- Potenziali impatti ambientali: la caratterizzazione degli impatti è stata condotta con il metodo CML baseline. In Europa la norma EN 15804 riporta che per il calcolo degli impatti si possano utilizzare i fattori di caratterizzazione contenuti nel metodo CML, uno dei primi metodi resi disponibili, prodotto dal Centre of Environmental Studies (CML) dell'Università di Leiden (Paesi Bassi) nel 1992. Il metodo ha un approccio problem-oriented, ed è basato su una lista di categorie di impatto e sugli effetti che queste hanno nei diversi ambiti. Le principali categorie

considerate fanno riferimento al consumo di risorse e di energia (risorse biotiche e abiotiche) e all'inquinamento (cambiamento climatico, assottigliamento dello strato di ozono stratosferico, tossicità umana, ecotossicità delle acque dolci e marine, formazione di smog fotochimico, acidificazione, eutrofizzazione). Pur avendo applicato il metodo nella sua interezza, nel presente articolo sono stati riportati solo gli indicatori più significativi ai fini dello studio.

2.3 Dati di inventario e analisi degli impatti

I dati di inventario diretti, raccolti in azienda, sono stati integrati con dati indiretti per completare l'analisi di inventario ed elaborati secondo il flow-chart rappresentato nella figura 1.

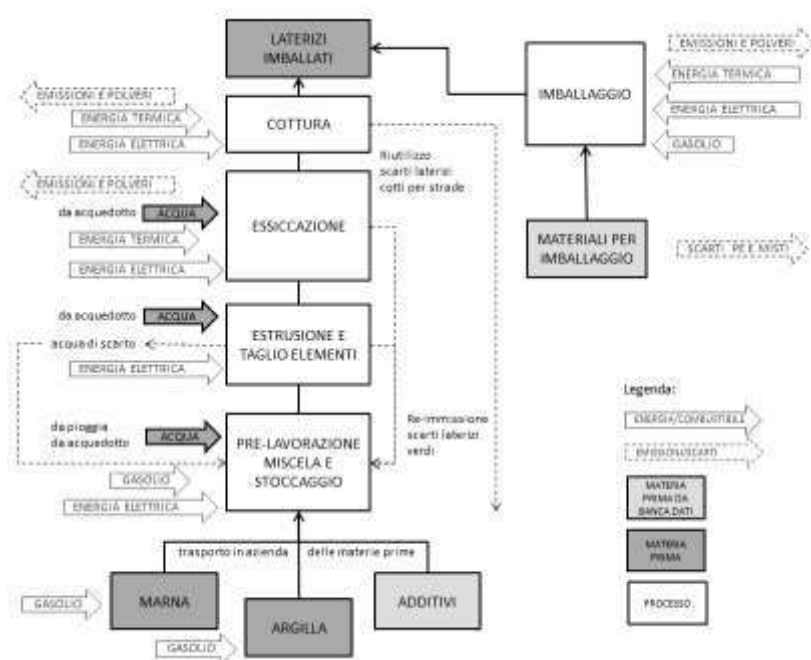


Figura 1: Flow-chart dei processi unitari con i flussi di materia ed energia in ingresso e in uscita.

L'analisi degli impatti è stata condotta inizialmente sull'uso di risorse energetiche, differenziando le risorse rinnovabili (3,06 MJ eq) da quelle non rinnovabili (0,35 MJ eq) per 1 kg di laterizio dalla culla al cancello. Successivamente, sono stati esaminati i valori relativi ai singoli processi necessari per la produzione del laterizio. Osservando la fig. 2 si nota che i processi ad alto impatto sono quelli relativi all'estrazione e lavorazione delle materie prime, in particolare degli additivi di origine chimica, e alla produzione del laterizio, imputabile soprattutto al gas naturale utilizzato per la cottura dei laterizi.

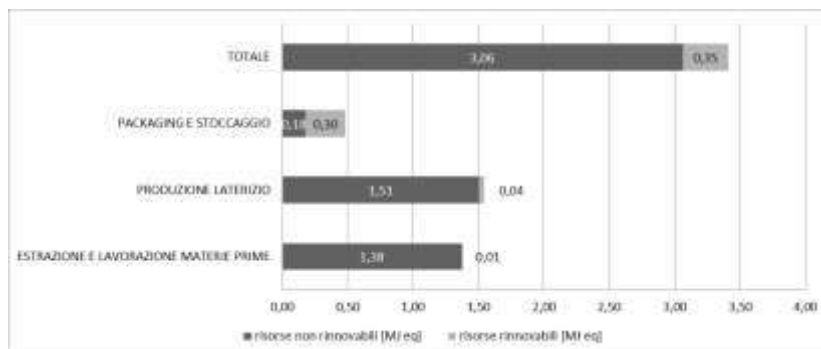


Figura 2: consumo di risorse energetiche per la produzione di 1 kg di laterizio Fornaci Pilone. Elaborazione dati con metodo CED 1.06.

La valutazione degli impatti secondo la metodologia midpoint è stata condotta anche con il metodo CML 2 baseline 2.0. La figura 3 mostra i principali impatti potenziali considerati: AP, acidificazione, EP, eutrofizzazione, GWP, serra cambiamento climatico, POCP, formazione di smog fotochimico. Osservando i valori del GWP, più significativi in termini quantitativi, si può evidenziare che la fase di produzione è quella a maggiore impatto.

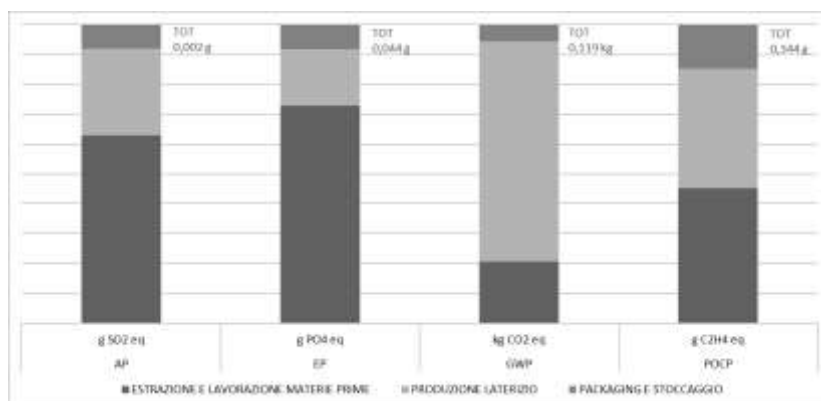


Figura 3: analisi di impatto ambientale per la produzione di 1 kg di laterizio Fornaci Pilone. Elaborazione dati con metodo CML2000 baseline.

2.4 Interpretazione dei risultati e scenari di ottimizzazione

Al fine di valutare la consistenza dei risultati ottenuti nella prima fase della ricerca Block-Plaster, è stato fatto un confronto con dati tratti da letteratura (Beccali et. Al., 2009, Campioli e Lavagna, 2011), da EPD di aziende europee e da banche dati (Ecoinvent 2.0 e Inventory of Carbon & Energy ICE v.2.0). La tabella 1 mostra che i risultati delle analisi, relative agli indicatori del metodo CML selezionati e agli indicatori relativi alle risorse energetiche non rinnovabili (RNR) e alle risorse energetiche rinnovabili (RR), sono conformi e confrontabili per ordine di grandezza.

Tabella 1: confronto tra eco profili relativi a 1 kg di laterizio (N/C=valori non confrontabili).

	ANNO	LUOGO	RNR risorse non rinnovabili [MJ eq]	RR risorse rinnovabili [MJ eq]	AP Acidification g SO ₂ eq	EP Eutrophication g PO ₄ eq	GWP (100a) Global warming kg CO ₂ eq	POCP Photochemical oxidation g C ₂ H ₄ eq
Ricerca Block-Plaster	2014	I	3,06	0,35	0,34	0,04	0,12	0,002
BECCALI E AL.	2009	I	4,45	0,10	N/C	N/C	0,32	0,110
EPD ZIEGEL GASSER	2006	I	3,92	0,42	N/C	N/C	0,42	0,085
EPD MEIN ZIEGELHOUSE	2008	D	1,39	0,23	0,18	0,02	0,28	0,014
EPD HELUZ	2013	CZ	2,19	0,03	0,53	0,04	0,18	0,031
EPD WIENERBERGER	2014	N	3,43	1,16	0,62	0,08	0,28	N/C
ICE V.2.0	2001	UK	3,00	-	-	-	0,24	-
ECOINVENT V.2.0	2009	CH-D-AT	2,47	0,25	0,51	0,06	0,23	0,040

Al fine di ridurre l'impatto del processo produttivo sono stati ipotizzati degli scenari possibili basati sulla possibilità di aumentare l'uso di energia on-site. Il processo attuale dell'azienda, denominato "Current", è stato ottimizzato con tre scenari alternativi.

- Current: il fabbisogno di energia elettrica è coperto da fotovoltaico (14,6%), da impianto di cogenerazione (48,8%) e dalla rete elettrica italiana (36,6%). Il fabbisogno di energia termica per l'essiccazione è soddisfatto dall'impianto di cogenerazione a metano e da bruciatore a metano;
- Scenario 2: il fabbisogno di energia elettrica è coperto da fotovoltaico (51,1%) e da impianto di cogenerazione (48,8%). Il fabbisogno di energia termica per l'essiccazione è soddisfatto dall'impianto di cogenerazione a metano e da bruciatore a metano;
- Scenario 3: il fabbisogno di energia elettrica è coperto da fotovoltaico (14,6%), da impianto di cogenerazione (48,8%) e da una quota prelevata dalla rete italiana (36,6%). Il fabbisogno di energia termica per l'essiccazione è soddisfatto dall'impianto di cogenerazione a biomassa e da bruciatore a metano;
- Scenario 4: il fabbisogno di energia elettrica è coperto da fotovoltaico (14,6%), da impianto di cogenerazione (85,4%). Il fabbisogno di energia termica per l'essiccazione è completamente soddisfatto dall'impianto di cogenerazione a biomassa.

Gli scenari considerano l'energia elettrica per l'intero processo produttivo e l'energia termica solo per la fase di essiccazione. Il processo di cottura a gas metano, che richiede circa 81% dell'energia termica utile, non è stato variato per impossibilità tecniche nella modifica del forno esistente. Coerentemente a quanto già dichiarato al paragrafo 2.2, anche negli scenari di ottimizzazione, non si è tenuto conto degli impatti delle strutture e dei componenti d'impianto per la produzione di energia. Come si evince dal grafico (fig. 4.a), la possibilità di aumentare al massimo la quota di energia elettrica da fotovoltaico (scenario 2) determina una riduzione del solo 2% della quota di CED non rinnovabile. Più significativo è il passaggio ad un cogeneratore alimentato a biomassa, che determinerebbe una riduzione della quota del 10% circa (scenario 3), che può arrivare a 12,8% eliminando i bruciatori a metano (scenario 4).

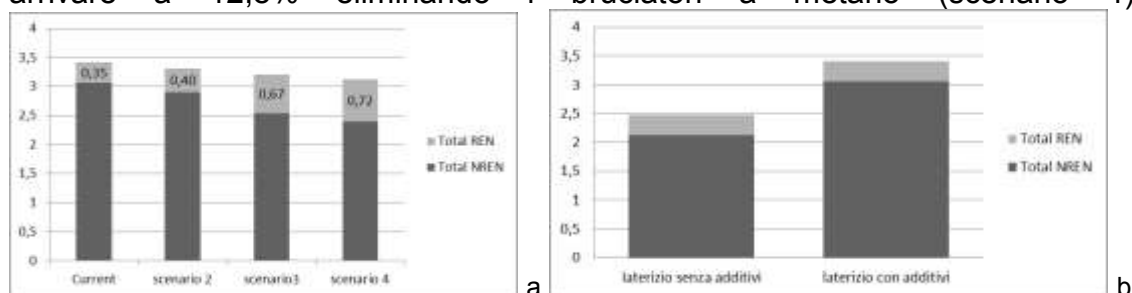


Figura 4: Scenari di ottimizzazione del processo produttivo. 4.a/ massimizzazione fonti rinnovabili per la riduzione di energia; 4.b/ sostituzione additivi nella composizione della miscela.

E' evidente, quindi, che in termini energetici sarebbe più conveniente intervenire sulla quota termica, e, se possibile, anche sulla fase della cottura, a più alto consumo.

Analogamente è stato condotto uno studio sulla sostituzione degli additivi chimici nella composizione della miscela, per abbassare l'impatto anche nella fase di estrazione e lavorazione delle materie prime. Lo scenario ipotizzato si basa sulla sostituzione in volume degli additivi con argilla e marna, aumentando i metri cubi di gas naturale utilizzati per la cottura con la quantità corrispondente all'energia termica liberata dalla loro combustione nel forno di cottura. In tal modo si trasferisce il consumo di energia termica dalla combustione all'interno del laterizio alla combustione del gas naturale nel forno. Dal calcolo effettuato con il metodo CED, si evidenzia che gli additivi incidono per il 28% circa sul valore totale del contenuto di energia (fig. 4.b). Nonostante tale scenario non sia attuabile, in quanto gli additivi garantiscono determinate prestazioni tecnologiche della miscela, il risultato fa comprendere come sia auspicabile una ipotesi di sostituzione della tipologia di additivi, per una riduzione dell'impatto ambientale dei prodotti.

3. Conclusioni

La ricerca presentata nel paper dimostra l'importanza dell'uso della LCA in ambito industriale. Il metodo rappresenta infatti uno strumento utile sia per garantire la rintracciabilità della filiera di prodotto, aumentando la disponibilità di prodotti eco-compatibili certificati sul mercato, sia per ottimizzare il processo produttivo dal punto di vista economico, energetico e ambientale.

4. Acknowledgments

Il progetto Block-Plaster è stato finanziato dalla Regione Piemonte (fondi FESR 2007-2013). Gli autori ringraziano il partner del progetto Vincenzo Pilone srl ed in particolar modo l'ing. Nicola Bessone.

5. Bibliografia

- Almeida, MI, Dias, AC, Demertzi, M, Arroja, L, 2015. Contribution to the development of product category rules for ceramic bricks. J. of Cleaner Production. 92, 206-215.
- ANDIL Assolaterizi, 2005. 2° Rapporto Ambientale dell'Industria dei Laterizi. Roma
- Beccali, G, Cellura, M, Fontana, M, Longo, S, Mistretta, M, 2009. Analisi del ciclo di vita di un laterizio porizzato. La Termotecnica, gen.-feb.
- Campioli, A, Lavagna, M, 2011. Misurare la sostenibilità: il laterizio. C. in Laterizio. 143, 65-71
- Hammond, G, Jones, C, 2008. Inventory of Carbon & Energy (ICE), Version 1.6a. Department of Mechanical Engineering, University of Bath, UK.
- Koroneos, C, Dompros, A, 2007. Environmental assessment of brick production in Greece. Building and Environment. 42, 2114-2123
- Kumbhar, S, Kulkarni, N, Rao, AB, Rao, B, 2014. Environmental Life Cycle Assessment of Traditional Bricks in Western Maharashtra, India. 4th ICAER 2013. En.Procedia. 54, 260 – 269.

Life cycle assessment of rare earth elements production: case study from a monazite-based in Brazil

Francisco Mariano da R. de S. Lima*, Giancarlo Afonso Lovón-Canchumani, Ligia Marcela Tarazona Alvarado, Michel Serra Sampaio

Centro de Tecnologia Mineral – CETEM

Email*: flima@cetem.gov.br

Abstract

Rare earth elements are metals that show unique characteristics in a range of applications for the new technological paradigm. This research aims to assess the environmental impacts in connection with the production of rare earth elements from a Brazilian ore; the Life Cycle Assessment methodology, was employed. Modeled data were collected from a monazite-based productive system that possesses the characteristics associated with the Brazilian scenario. According to the results hereby obtained, the main environmental impacts of the rare earth elements production are those associated with the climate change categories related to health and eco-systems, urban land occupation and fossil fuel depletion, of which the most contributive inputs are the hydrochloric acid and ammonium hydroxide.

1. Introduction

Rare earths (REs) or rare earth elements (REEs) are a group comprising 17 chemical elements (15 lanthanides plus scandium and yttrium). REEs occur in over 250 species of known minerals; however, only a few appear in concentrations large enough to justify their exploitation. REEs are primarily contained in the following groups of minerals: Bastnasite (Ce, La)CO₃F, Monazite (Ce, La)PO₄, ion-adsorption clays and Xenotime (Koltun & Tharunarajah, 2014).

According to Ortiz & Junior (2014), there is an increasing demand for REEs due to their unique physical and chemical properties, since they play an essential role in the transition to a new technological paradigm. They are now being employed in a growing number of applications such as clean power technologies, hybrid vehicles, pollution control, optics and cooling.

Nevertheless, the increase in the international prices of REEs is caused especially by China's dominance over the market and its export quota policy (Sprecher et al., 2014). This dominance occurs owing to the Chinese large production, as well as their pricing policy, which have resulted in worldwide supply dependence. This set of circumstances has spurred the discussion about new REEs-related projects, and has led countries such as Brazil, the United States and Australia to step up REEs research and production activities.

On the other hand, REEs production activities require large amounts of resources and energy. This, in turn, causes vast amounts of emissions, effluents and waste, which contaminate the environment; thus, REEs

production must be assessed with regard to environmental issues. We must be aware and able to evaluate the amount and type of the resources employed, as well as the resulting waste and emissions. Therefore, studies which represent the production data should be conducted for providing an overview of the actual order of magnitude of REEs life cycle environmental impacts (Zaimes et al., 2015).

In this context, it is important to carry out Life Cycle Assessment (LCA) studies. LCA is an instrument for the assessment of environmental impacts associated with a product or process, which comprises a number of steps. These steps go from raw materials – nature's elements – which enter in the productive system (cradle) until the product's disposition after use (gate). LCA is, currently, one of the most promising methods to evaluate and rank the environmental aspects and impacts of products and processes (Blengini et al., 2012).

LCA studies focussed on REEs have demonstrated that their production is chemical-intensive and it requires more attention for the treatment of the generated effluent. Another concern is the large amount of waste in the REEs acquisition process, since such materials concentrate radioactive elements, especially uranium and thorium, which may result in considerable environmental contamination (Haque et. al. de 2014; Vahidi et al., 2016).

According to Weng et al. (2016), there are still knowledge gaps between the LCA database and the various REEs' production configurations by region and type of mineral. Thus, this study aims to assess the environmental impacts associated to REEs' production from a Brazilian ore, in order to help in creating mitigating steps for environmental impact reduction by employing the ISO 14040-based LCA methodology.

2. Methodology

The research methodology is divided into three steps as shown: (1) Scope and Goal's Definition; (2) Life Cycle Inventory Assessment; and (3) Life Cycle Impact Assessment, according to the ISO 14040 standard (Guinée, 2002; ISO, 2006).

(1) Scope and Goal's Definition: this step comprises the goal's definition, the definition of what an application is intended for, its target consumers and a justification for the performance of each process, from mining and mineral's breakdown to the production of rare earth oxides, as well as each system's limitations (Guinée, 2002).

(2) Life Cycle Inventory Assessment: this step contemplates the development of a REEs production system model, as established in the previous step, and also the establishment of the system limitations. This step's research activities shall be carried out based on the data collected from the production model system's inflow and outflow for the studied system, in addition to the assessment of the environmental loads with regard to its functional unit.

(3) Life Cycle Impact Assessment: this step includes the identification and selection of the cause-and-effect chain models and their endpoints, setting the life cycle inventory results to their relevant impact categories and their contribution linked to each type of impact assessed.

The ReCiPe v1.08 environmental impact assessment methodology was used to evaluate inventory data. It was developed by RIVM, Radboud University, CML and PRé Consultants (Goedkoop et al., 2009). In the ReCiPe methodology, the following environmental impact categories are used in relation to three categories of damage: Climate Change; Ozone Depletion; Human Toxicity; Photochemical Oxidation; Particulate Matter; Ionizing Radiation, Eco-System Climate Changes; Terrestrial Acidification; Freshwater Eutrophication; Terrestrial, Freshwater and Marine Eco-Toxicity; Agricultural and Urban Land Occupation; Natural Land Transformation, Mineral Resources Depletion; Fossil Fuels Depletion.

2.1. Scope and goal's definition

This study is intended to assess the life cycle impacts of REEs production, in connection with the operations that range from the mineral breakdown to the production of rare earth elements or/and oxides from monazite. The functional unit set is 4 kilos of rare earth oxides and 2 kilos of wet hydroxide. From the proposed research model, the scope of this LCA was limited according to the production modeling results.

2.2. System's modeling

With the help of SimaPro 8.02 software, the eco-inventory database and the data collected at CETEM's Mineral Technology Center (Shaw, 1957, Da Cunha & Wildhagem, 2016), the system boundaries were established, according to Figure 1.

The study was carried out with all available data for the production of rare earth oxides, except for the mining step, in which it was assumed that the monazite was obtained from the niobium beneficiation waste. Flowchart formulation and inputs and energy consumption calculations for this study were performed taking into consideration the light fraction separation and the acquisition of four REEs with a specified degree of purity, as well as the acquisition of two concentrates known as medium and heavy fractions.

Step 2 was modeled for an installation dimension initially based on a monazite breakdown plant with a 100t/month processing capacity, with about 61.6 t/month of rare earth oxides or 52.7 t/month in RRE for the preparation of the feeding solution. With an estimated operating time of 528 hours per month, the installations were sized to operate with a feeding solution of 99.78 Kg / h of rare earths. The raw material used for the individual separation of REEs, named as "rare earth normal chloride", is a chlorine solution originating from the monazite sulphuric acid breakdown and chemical treatment.

Several simulations were carried out using the LANTEX code for the

optimization of the five independent circuits of Step 2, in order to improve the operational conditions, which are the number of stages, concentrations and in-/outflows of aqueous and organic solutions. The LANTEX code is a simulator with graphical interface developed to optimize the operational conditions of any flowchart for the separation of rare earth oxides (Da Cunha&Wildhagem, 2016).

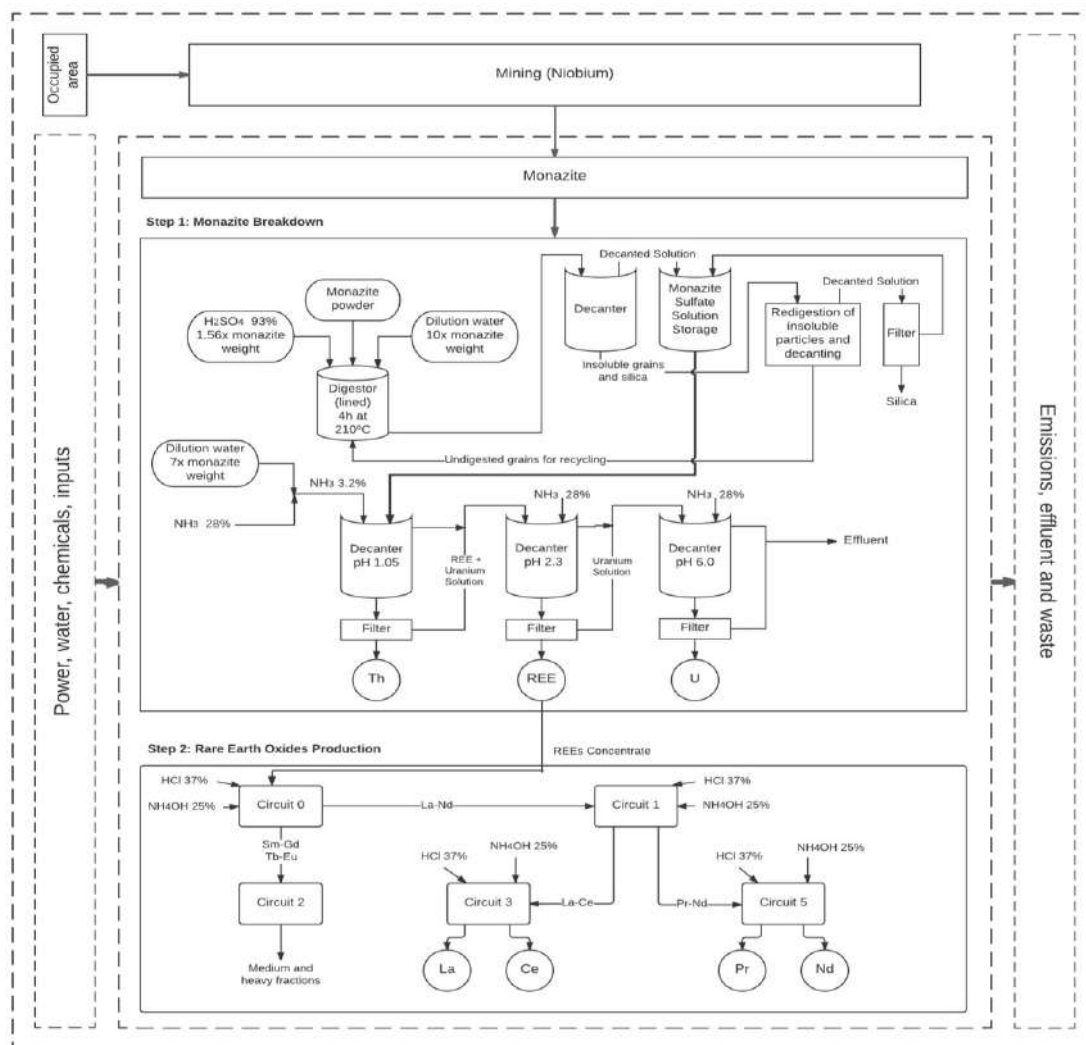


Figure 1: System boundaries of the rare earth oxides production.

Circuit zero contains two types of cut that are between the neodymium and the samarium elements, performed by means of aqueous input, and between the gadolinium and terbium elements, performed by means of organic input. Thus, in this circuit and with these two types of cut, we obtain three types of concentrates known as light fraction (Lanthanum - La, Cerium - Ce, Praseodymium - Pr and Neodymium - Nd), medium fraction (Samarium - Sm, Europium - Eu and Gadolinium - Gd) and heavy fraction (Terbium - Tb, Dysprosium - Dy, Holmium - Ho, Y and Erbium - Er). This circuit has four sets of mixers-decanter with 20, 5, 25 and 5 stages, with a total of 55 stages.

In circuit 1, the cut is done between the Ce and Pr elements and it is performed by means of aqueous input of the solution originating from circuit zero. Thus, in this circuit, with this type of cut, we obtain two concentrates of La with Ce and another one of Pr with Nd. This circuit has two sets of mixers-decanter with 45 and 5 stages, with a total of 50 stages.

In circuit 3, the cut is done between the La and Ce elements and it is performed by means of aqueous input of the solution originating from circuit 1. Thus, in this circuit, with this type of cut, we obtain La and Ce at the specified degrees of purity. This circuit has two sets of mixers-decanter with 40 and 5 stages, with a total of 45 stages.

In circuit 5, the cut is done between the Pr and Nd elements and it is performed by means of aqueous input of the solution originating from circuit 1. Thus, in this circuit, with this type of cut, we obtain Pr and Nd at the specified degrees of purity. This circuit has four sets of mixers-decanter with 30, 3, 60 and 3 stages, with a total of 96 stages.

There is still a fifth circuit, circuit 2, responsible for the separation of the medium and heavy fractions that came from circuit 0; for the purpose of calculating the inventory, these fractions are considered by-products of the extraction.

2.3. Life Cycle Inventory

The quantities of employed reagents and the by-products formed throughout the process were described and calculated based on the model shown in Figure 1 in order to obtain 4 kg of rare earth oxides and 2 of wet hydroxides of the medium and heavy fractions; their purity levels are between 96.5% to 99.9%.

Table 1 shows the life cycle inventory for the production of rare earth oxides from a Brazilian ore, considering the consumption of reagents and energy in the circuits of the chosen route.

For electricity consumption, the Ecoinvent 3 dataset was applied, and all the other inventory inputs on Table 1 were modeled by the same dataset. In this case, the post-treatment processes of thorium and uranium residues were not considered.

Table 1: life cycle inventory for the production of 4 kg of rare earth oxides and 2 kg of wet hydroxides as by-products.

Mineral Breakdown Step	Unit	Quantity
Monazite	Kg	9.84
Sulphuric Acid H ₂ SO ₄ 93%	Kg	15.36
Ammonia NH ₃ 28%	Kg	1.986
Water	L	167.28
Outputs		
Thorium	G	393.60
Uranium	G	14.76
Silica	G	295.20
Current Load	Kg	187.76
Rare Earth Oxides Production Step		
Hydrochloric Acid HCl 37%	L	322.92
Ammonium Hydroxide NH ₄ OH 25%	L	298.98
Power		
Electricity	kWh	273.24

3. Results and discussion

3.1 Life Cycle Impact Assessment

Once the inventory table has been obtained, the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) of the system under study can be made, classifying the environmental loads in different impact categories for the characterization factors to be applied later, thus, setting the environmental profile of the production of rare earths from a monazite-based in Brazil.

Table 2 shows the life cycle impact assessment results associated with the production of rare earth oxides employing the ReCiPe methodology.

Table 2: LCIA results associated with the production of rare earth oxides using the ReCiPe methodology.

Damage Categories	Impact Categories	Unit	Total	%
Human Health	Climate Change	DALY	1.77E-04	66%
	Ozone Depletion	DALY	7.44E-08	0%
	Human Toxicity	DALY	2.18E-05	8%
	Photochemical Oxidation	DALY	1.51E-08	0%
	Particulate Matter	DALY	6.87E-05	26%
	Ionizing Radiation	DALY	3.36E-07	0%
Eco-System	Eco-System Climate Changes	species.year	1.00E-06	85%
	Terrestrial Acidification	species.year	4.47E-09	0%
	Freshwater Eutrophication	species.year	2.39E-09	0%
	Terrestrial Eco-Toxicity	species.year	8.82E-09	1%
	Freshwater Eco-Toxicity	species.year	3.19E-11	0%
	Marine Eco-Toxicity	species.year	7.71E-11	0%
	Agricultural Land Occupation	species.year	8.22E-08	7%
	Urban Land Occupation	species.year	2.80E-08	2%
	Natural Land Transformation	species.year	4.39E-08	4%
Resources Depletion	Mineral Resources Depletion	\$	1.08E+00	16%
	Fossil Fuels Depletion	\$	5.79E+00	84%

With regard to the impacts of the "Human Health" damage category it can be observed that the most significant ones are: Climate Change (66%), followed by Particulate Matter (26%) and Human Toxicity (8%). For the daage category "Eco-systems" the most relevant impact is Climate Change (85%); and finally, for the "Resources Depletion" damage category the impact of Fossil Fuel Depletion (84%) was the most significant, followed by the Mineral Resources Depletion (16%).

Life Cycle Impact Assessment results may be evaluated with regard to processes and contributions in each impact category. Figure 2 shows a bar chart for the environmental impact categories.

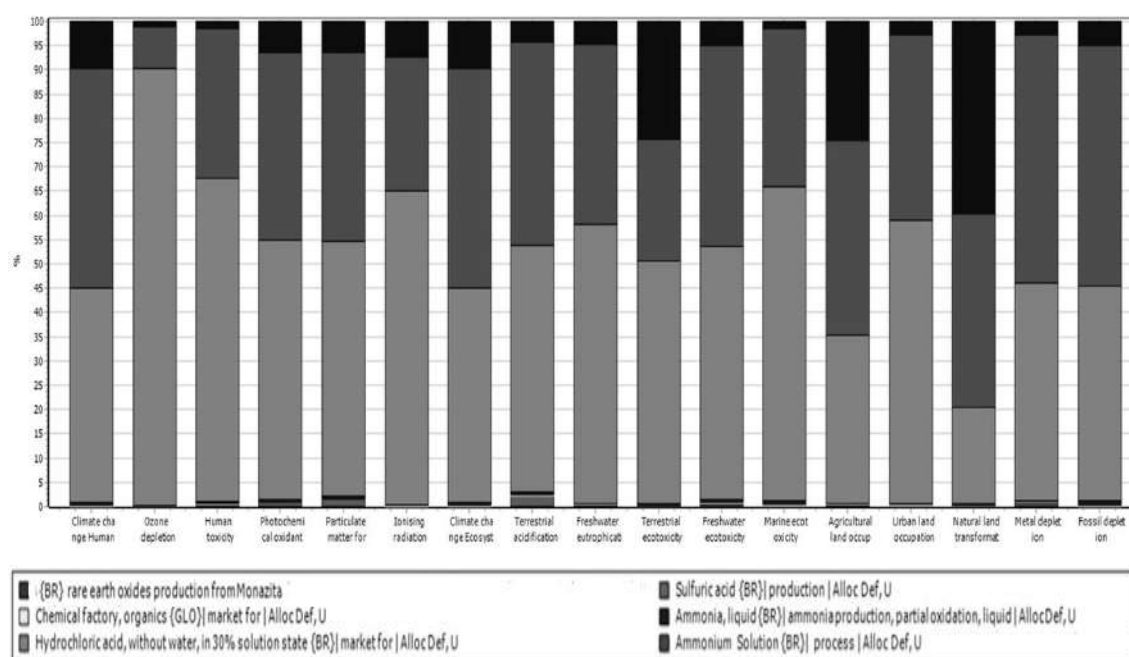


Figure 2: Results of the LCIA for the rare earth oxides production by the ReCiPe Endpoint methodology.

Figure 2 shows that the prevailing color is gray, associated with the hydrochloric acid process that represents, in percentage terms, the environmental impacts throughout almost all categories. The next highlight refers to the charcoal color, associated with the ammonium hydroxide use, which generates great impacts, especially on the categories Climate Change, Mineral Resources Depletion and Fossil Fuels Depletion. Finally, the use of sulfuric acid is shown in black, which contributes to the categories Natural Land Transformation, Agricultural Land Occupation and Terrestrial Ecotoxicity.

4. Conclusion

This is the first study on Life Cycle Assessment of rare earth oxides production that takes into consideration the set of circumstances prevailing in Brazil. Life cycle inventory results show the consumption of significant quantities of H₂SO₄, HCl and NH₄OH, in addition to the generation of associated waste with concentrations of thorium and uranium. The results also show that the

most relevant environmental impacts with regard to the REEs life cycle are those associated with the following categories: Climate Change for Human Health, Climate Change for Eco-systems and Fossil Fuels Depletion.

The results of the present study can be used in other LCA studies of products and processes that have REEs among their inputs, in order to define environmental profiles considering the whole life cycle.

In the absence of a database that reflects its energy and environmental specific features, Brazil needs a wide-ranging, concerted effort to consolidate LCA as an instrument capable of promoting environmental competitiveness in its productive processes, especially in the international market.

5. References

- Blengini, GA, Garbarino, E, Solar, S, Shields, DJ, Hámor, T, Vinai, R, Agioutantis, Z, 2012. Life Cycle Assessment Guidelines for the Sustainable Production and Recycling of Aggregates: The Sustainable Aggregates Resource Management Project (SARMa). *Journal of Cleaner Production*. 27,177-181.
- Da cunha, JWSD, Wildhagen, GR da S., 2016. Elaboração de modelo de produção de elementos e óxidos de terras raras (projeto CETEM). CW Consultoria Química e Ambiental LTDA – Relatório técnico. 21.
- Goedkoop, M, Heijungs, R, De Schryver, A, Struijs, J, Van zelm, R, 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. 1.ed. Report I: Characterization, Ministerie van VROM, Holland. 132.
- Guinée, JB, Gorrée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, de Koning, A, Van Oers, L, Sleeswijk, A W, Suh, S, de Haes, HAU, De Bruijn, H, Van Duin, R, Huijbregts, MAJ, 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. 1.ed. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht. 692.
- Haque, N, Hughes, A, Lim, S, Vernon, C, 2014. Rare Earth Elements: Overview of Mining, Mineralogy, Uses, Sustainability and Environmental Impact. *Resources*. 3, 614-635.
- Koltun, P, Tharumarajah, A, 2014. Life Cycle Impact of Rare Earth Elements. *ISRN Metallurgy*. Available in: < <http://dx.doi.org/10.1155/2014/907536> > Access in: 02 dez. 2016.
- ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040:2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. International Standard. International Organization for Standardization, Geneva.
- Ortiz, CEA, Júnior, EMV, 2014. Rare Earth Elements in the International Economic Scenario. *Revista Escola de Minas*. 67, 361-366.
- Shaw, KG, 1953. A process for separating thorium compounds from monazite sands. *Retrospective Theses and Dissertations*, paper 12740.
- Sprecher, B, Xiao, Y, Walton, A, Speight, J, Harris, R, Kleijn, R, Visser, G, Kramer, GJ, 2014. Life Cycle Inventory of the Production of Rare Earths and the Subsequent Production of NdFeB Rare Earth Permanent Magnets. *Environmental Science & Technology*. 48, 3951-3958.
- Vahidi, E, Navarro, J, Zhao, F, 2016. An Initial Life Cycle Assessment of Rare Earth Oxides Production From Ion-Adsorption Clays. *Resources, Conservation and Recycling*. 113, 1–11.
- Vahidi, E, Zhao, F, 2016. Life Cycle Analysis for Solvent Extraction of Rare Earth Elements from Aqueous Solutions. *REWAS 2016: Towards Materials Resource Sustainability*. 113-120.

Weng, Z, Haque, N, Mudd, GM, Jowitt, SM, 2016. Assessing the Energy Requirements and Global Warming Potential of the Production of Rare Earth Elements. *Journal of Cleaner Production*. 139, 1282-1297.

Zaimes, GG, Hubler, BJ, Wang, S, Khanna, V, 2015. Environmental Life Cycle Perspective on Rare Earth Oxide Production. *ACS Sustainable Chem. Eng.*, 3 (2), 237–244.

Analisi del ciclo di vita e Product Category Rules di prodotti emoderivati

Elena Neri^{1*}, Riccardo M. Pulselli¹, Benedetto Rugani², Michela Marchi³, Marta Bonaldi⁴

¹ INDACO₂, Siena

² Dept. Environmental Research and Innovation (ERIN), LIST, Luxembourg

³ Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Ecodynamics Group, Università di Siena

⁴ Kedrion SpA

Email*: elena.neri@indaco2.it

Abstract

Lo studio esposto in questo articolo è un caso emblematico di utilizzo della metodologia LCA come strumento per la gestione ambientale di processi produttivi in aziende farmaceutiche. In particolare, l'analisi ha riguardato la produzione di Fattore VIII - Emoclot, un fattore della coagulazione utilizzato per trattare l'emofilia e altri deficit della coagulazione. I risultati dell'analisi sono stati utilizzati per l'ottenimento di una pre-certificazione EPD (EPD definitiva in fase di conferma) e come base per l'elaborazione di una PCR specifica per prodotti emoderivati. L'articolo espone un caso di utilizzo della metodologia LCA per la gestione ambientale della filiera produttiva industriale a cura di Kedrion Biopharma SpA e la definizione di strategie di mitigazione e compensazione degli impatti.

1. Introduzione

Dall'analisi di letteratura emerge che non sono state pubblicate valutazioni di sostenibilità ambientale per prodotti emoderivati. Alcuni studi riguardano la produzione industriale di farmaci (Jiménez-González et al., 2013; Jiménez-González and Overcash, 2014; Wernet et al., 2010). In particolare sono state elaborate analisi sugli effetti dei farmaci dopo l'assunzione, principalmente riguardanti la tossicità su organismi acquatici (Cunningham et al., 2006; Fent et al., 2006) e l'accumulo nei sedimenti fluviali (Bruce et al., 2010; Kümmerer, 2010; Kunkel and Radke, 2011; Rand-Weaver et al., 2013). Nel 2011 è stata pubblicata la prima PCR sui vaccini (Borla, 2011) seguita dalla prima EPD riguardante un vaccino per animali (Pfizer, 2012). Recentemente De Soete et al. (2014) hanno svolto un'accurata analisi d'inventario e d'impatto ambientale della produzione del farmaco PREZISTA®. Tutte le analisi reperite in letteratura evidenziano il consumo di energia, materiali monouso e involucri per il confezionamento come aspetti critici (hotspots) della filiera.

Il presente studio è stato utilizzato per un primo screening gestionale dell'azienda e come base per la stesura di una nuova PCR specifica per prodotti che derivano dalla filiera ematica.

2. Materiali e metodi

2.1. Caso di studio: ciclo produttivo del Fattore VIII

L'analisi del ciclo di vita è stata applicata al Fattore VIII, Emoclot in soluzione concentrata, proteina essenziale della coagulazione del sangue, ottenuta dalla lavorazione del plasma e predisposta per la somministrazione per via endovenosa, finalizzata al trattamento di malattie, patologie e condizioni gravi quali l'emofilia e le immunodeficienze. La filiera produttiva, a cura di Kedrion Biopharma S.p.A., inizia dalla raccolta e frazionamento del plasma umano fino alla produzione e distribuzione di prodotti terapeutici, e comprende i servizi logistici di supporto (Kedrion, 2013). Lo studio ha portato all'ottenimento della pre-certificazione EPD (INDACO2, 2015a).

L'unità funzionale (UF) di riferimento è un kit monodose di Emocolot 500UI/10ml, pronto all'uso, che comprende: n.1 flacone di vetro da 20ml contenente 10ml a concentrazione 500UI di Fattore VIII, una siringa, una valvola a farfalla, un tubicino con doppio ago, un flacone con solvente 10ml, foglio di letteratura e scatola. In particolare il processo produttivo studiato (CORE process) dal quale provengono tutti i dati primari di inventario, è relativo al flacone di Fattore VIII. È stata scelta la tipologia 10ml a 500UI perché è la concentrazione intermedia e la dose più comune, mediamente rappresentativa della produzione complessiva del Fattore VIII.

I confini del sistema comprendono i processi di produzione delle materie prime fino alla distribuzione e ipotetico fine vita del confezionamento (e degli scarti della lavorazione), con approccio *from cradle to grave*. Il diagramma di flusso (Fig.1) illustra i confini del sistema per la produzione di una UF del Fattore VIII, suddivisi in Upstream, Core e Downstream.

Il processo di Upstream (from cradle to gate) include la produzione e il trasporto di tutte le materie prime utilizzate (e.g. prodotti chimici, materiali di imballaggio, materie plastiche, packaging del prodotto finito). Il Core (from gate to gate) comprende tutti i processi che avvengono all'interno dell'azienda (e.g. trasporto delle materie prime all'azienda, produzione del Fattore VIII, trattamenti dei reflui, produzione di energia). Questa fase può essere suddivisa in più sottoprocessi: #0 conferimento del plasma dai centri di raccolta all'azienda, #1 controllo e stoccaggio, #2 pool plasma (i.e. apertura delle sacche di plasma, scongelamento, centrifugazione ed estrazione della pasta di cryo necessaria alla produzione del Fattore VIII, che costituisce l'1% del plasma; la rimanente parte è utilizzata per la produzione di altri prodotti), #3 produzione biologica (i.e. sequenza di processi di frammentazione, solubilizzazione, centrifugazione, diluizione e filtraggio), #4 inflaconamento (i.e. sterilizzazione, liofilizzazione e chiusura ermetica dei flaconi contenenti Fattore VIII) e abbinamento con il flacone di solvente, #5 confezionamento ed assemblaggio del kit monodose. Il Downstream process include il trasporto del prodotto finito ai rivenditori (sarà mostrato solo lo scenario di distribuzione S2 i.e. destinazione Europa via treno), l'uso e fine vita del prodotto e del packaging (i.e. incenerimento per tutti i materiali venuti a contatto con la sostanza organica, mentre la maggior parte di carta, cartone e plastica inviati a riciclo).

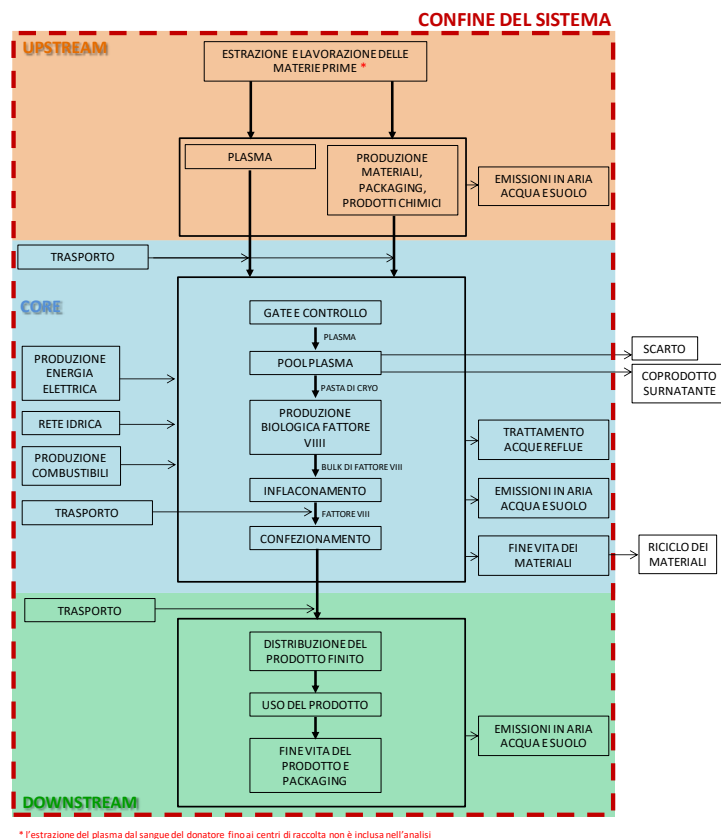


Figura 1: Diagramma della produzione del fattore VIII e confini del sistema (INDACO2, 2015b).

Sono stati esclusi dall'analisi i processi per il prelievo del sangue dai donatori nei centri trasfusionali e l'estrazione del plasma. Per la produzione del flacone con solvente, effettuata da un'azienda esterna, sono stati opportunamente considerati i processi produttivi e le quantità di acqua iniettabile. I processi per l'assemblaggio del kit monodose finale sono stati trascurati perché l'azione è svolta manualmente. Sono esclusi anche i processi di trasporto del prodotto finito dal distributore (i.e. farmacie) all'utilizzatore finale.

In merito alle procedure di allocazione, dall'upstream fino al sottoprocesso #2 del core, le quantità di materiali utilizzati sono state allocate alla produzione di Fattore VIII per una quota dell'1% (quantità di pasta di cryo estratta dal plasma). Dal sottoprocesso #3 del core in poi, le quantità di materia ed energia sono state attribuite per il 100% alla produzione di Fattore VIII, senza ricorrere all'allocazione, includendo anche gli scarti di produzione trattati in forma di acque reflue. I consumi generali dell'impianto sono stati allocati al Fattore VIII per una quantità pari all'1.25% (ovvero +25%), per approccio cautelativo. I valori ottenuti per la produzione di Fattore VIII sono stati divisi per il numero di flaconi prodotti per anno, per ottenere il dato riferito ad un flacone di Fattore VIII 500UI. Per quanto riguarda le altre componenti del kit monodose, i dati sono stati reperiti per singola unità.

I dati si riferiscono alla produzione annuale di Fattore VIII lavorato nello stabilimento Bolognana di Kedrion S.p.A, nell'anno 2013, e derivano tutti da intervista diretta con i responsabili delle diverse sezioni dell'azienda.

I calcoli sono stati elaborati secondo i requisiti delle GPI (General Programme Instructions for the International EPD System; Ingwersen et al., 2013). In attesa dello sviluppo e pubblicazione della PCR adeguata per il prodotto, si è fatto riferimento alla PCR UN CPC 35270 (Borla, 2011) in materia di “vaccini per uso medico e veterinario”, al fine di impostare la struttura dell'analisi per la procedura di pre-certificazione EPD. Il modello è stato sviluppato con l'ausilio del software LCA SimaPro 8 (Prè consultants, 2014), selezionando il metodo CML-IA. Sono state selezionate le categorie di impatto Global Warming Potential a 100 anni (GWP100, aggiornato ai fattori IPCC,2013), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Photochemical Oxidation Potential (POP) con fattori di caratterizzazione adattati alla versione non-baseline (Environdec, 2016), come categorie di default suggerite dall'International EPD System (Environdec, 2016).

3. Risultati e discussione

3.1. Risultati LCA di plasma-derivati propedeutica per lo sviluppo PCR

I risultati dell'analisi del ciclo di vita riferiti ad una confezione di Emoclot sono esposti in relazione alle quattro categorie d'impatto: GWP100; AP; EP; POP (Fig.2).

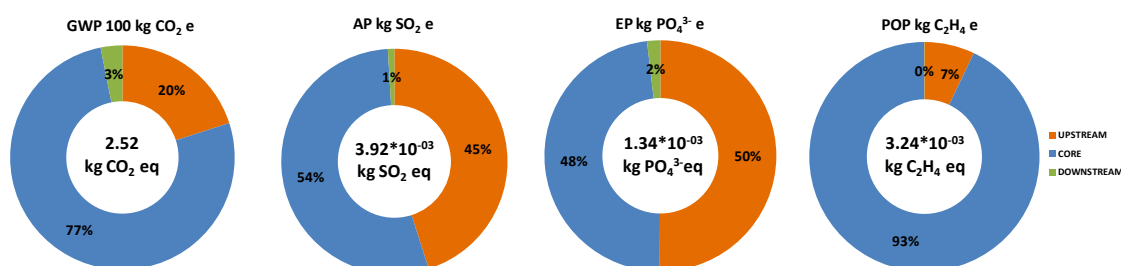


Figura 2: Sintesi dei principali impatti ambientali per processo.

GWP100 - Per produrre un kit monodose di Fattore VIII (UF) sono emessi 2.52 kg CO₂eq. La fase Core incide per il 76.86% principalmente a causa della produzione termoelettrica da metano (41.07%) e di vapore (8.25%), oltre alle emissioni dirette dei gas refrigeranti (14.15%) e ai consumi di elettricità da rete (4.47%). La fase di Upstream ha un'incidenza del 20.02%, dovuta all'uso di prodotti chimici (6.9%, principalmente etanolo) e materiali in plastica (6.27%) oltre ai materiali per inflaconamento e confezionamento (cartone: 2.39%; vetro: 1.08%). La fase di Downstream contribuisce per una quota del 3.11% dovuta al trattamento di scarti della produzione e residui del confezionamento. Per limiti di spazio sarà mostrato solo il grafico di dettaglio del GWP 100 (Fig.3).

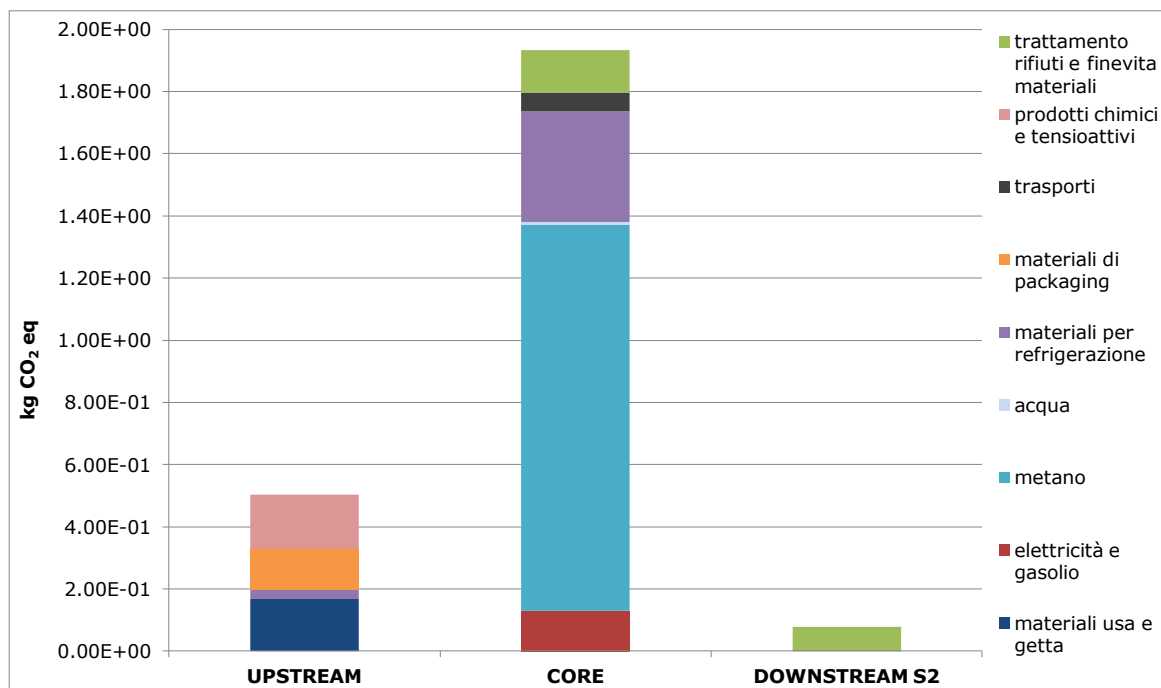


Figura 3: Grafico del GWP100 per UF con i contributi di ciascun processo.

AP - L'impatto per UF è di $3.92E-03$ kg SO₂eq. La fase Core incide per il 53.99%, principalmente per la produzione termoelettrica da metano (22.53%) e di vapore (4.15%) oltre ai consumi di elettricità da rete (13.23%). Il trasporto dei flaconi vuoti e con solvente incide per il 5.16%. La fase di Upstream ha un'incidenza del 45.09%, dovuta all'uso di prodotti chimici (14.0%), materiali in plastica (13.64%) e materiali per l'inflaconamento e confezionamento (vetro: 5.69%; cartone: 5.52%). La fase di downstream contribuisce per lo 0.93%.

EP - L'impatto per UF è di $1.34E-03$ kg PO₄⁻⁻⁻ eq. La fase di upstream incide per il 50.10%, principalmente per l'uso di prodotti chimici (20.0%, soprattutto etanolo), materiali in plastica (10.62%), e materiali per inflaconamento e confezionamento (cartone 8.89%; vetro: 2.68%). Nel processo di Core (48.05%) gli impatti prevalenti sono dovuti a consumo di metano, trattamento delle acque reflue, consumo di elettricità e utilizzo di acqua (rispettivamente 10.59%, 9.54%, 8.4% e 4.48%). La fase di downstream contribuisce per l'1.85%.

POP - Le emissioni complessive per UF sono pari a $3.24E-03$ kg C₂H₄ eq. La fase Core incide per il 92.88%, per utilizzo di prodotti chimici, in particolare etanolo (88.68%). L'upstream incide per il 7.07% (di cui 4.57% di etanolo).

Riassumendo, la domanda energetica e il consumo di metano sono i fattori più critici emersi dall'analisi. In un ipotetico scenario di riduzione degli impatti ambientali, sarebbe auspicabile una soluzione per supportare parte della domanda energetica dell'impianto attingendo da fonti rinnovabili. Considerata la particolare natura del prodotto, la produzione degli scarti di materiali (spesso con funzioni monouso) durante le fasi della lavorazione e quindi il trattamento di fine vita imposto dalla classificazione in rifiuti speciali, così come l'utilizzo di prodotti chimici, costituiscono pratiche necessarie che non possono essere

modificate agevolmente senza compromettere la prioritaria qualità del prodotto o la sicurezza delle operazioni. L'incidenza dei trasporti risulta in alcuni casi un altro elemento di criticità. La selezione di fornitori (ad esempio di filtri, flaconi) o di servizi (ad esempio il confezionamento del prodotto finito) entro distanze contenute sono buone soluzioni per ridurre gli impatti. Al momento dell'elaborazione, non essendoci ancora una PCR di riferimento, lo studio è stato verificato e pubblicato da EPD International AB (Environdec, 2016) come Pre-certified EPD a settembre 2016 (Neri et al., 2016).

3.2. Sviluppo di una nuova PCR per i prodotti ematici

La ricerca di una PCR di riferimento, a partire dai programmi conformi alla ISO 14025 (ISO, 2006), ha confermato l'assenza di una PCR specifica. Una PCR esistente sotto lo stesso codice di classificazione prodotto (i.e. UN CPC 35270 "other pharmaceutical products"; UN CPC, 2016) riguarda "vaccines for human or veterinary medicine, whether or not put up as medicaments" (Borla, 2011) ed è servita come linea guida per lo svolgimento della prima LCA. La principale differenza consiste nella materia prima: per i vaccini è costituita da prodotti di sintesi, mentre per gli emo-derivati è materiale organico prodotto e donato da individui. Il sangue è una risorsa limitata che non può essere prodotta in laboratorio e deve essere gestita con molta attenzione per evitare contaminazioni. Inoltre, il plasma è anche considerato come scarto farmaceutico dal trattamento del sangue (PCR valida anche per UN CPC 39931 "pharmaceutical waste", UN CPC, 2016).

L'elaborazione preliminare dell'LCA per il kit monodose di Emoclot è risultata fondamentale per procedere alla stesura di una PCR specifica per prodotti derivanti da sangue umano o animale. A titolo esemplificativo, seguono alcune osservazioni su contenuti della PCR redatta a partire dalla LCA di Emoclot. In merito alla fase di upstream, nel caso di prodotti processati (e.g. plasma e derivati del plasma), il processo di prelievo del sangue, controllo e stoccaggio nei punti di raccolta, possono essere trascurati; mentre, se il sangue è solo pre-trattato (e.g. rimozione dei leucociti) e utilizzato per trasfusioni, i processi di prelievo, trattamento e impacchettamento devono essere inclusi nell'analisi. In merito ai prodotti riconducibili alla CPC 39, la filiera produttiva è considerata simile a quella dei prodotti derivati (i.e. inizio dalla fase di trasporto del plasma dai punti di raccolta). Lo studio LCA si è rilevato basilare anche per definire le procedure di allocazione e identificare le categorie di impatto aggiuntive.

Nel Public Consultation Stakeholder Group (PCSG), durante il processo di open consultation (7/2016-9/2016), sono stati coinvolti enti di ricerca, esperti LCA, enti certificatori, aziende nazionale ed internazionali, oltre ad associazioni del settore e consumatori. Dopo l'approvazione delle modifiche suggerite da parte del PCSG e dalla Technical Committee, la PCR è stata pubblicata da EPD International AB (Environdec, 2016) a metà dicembre 2016 (Neri e Pulselli, 2016).

4. Conclusioni

Attraverso la LCA sono state valutate le implicazioni ambientali del processo produttivo del Fattore VIII (i.e. plasma-derivato Emoclot) ed evidenziate le principali criticità (hotspots). L'approvvigionamento energetico (metano; elettricità) nella fase di Core, l'utilizzo di prodotti chimici e materiali in plastica nel processo di Upstream e la fase di fine vita nel Downstream sono i fattori di criticità prevalenti per le categorie d'impatto GWP100, AP ed EP. Il trattamento delle acque reflue e l'uso di acqua incidono principalmente sulla categoria EP. Per la categoria POP, risulta rilevante l'effetto dell'utilizzo di etanolo nei processi di Upstream e Core. Anche la produzione di scarti e rifiuti (utilizzo di materiali mono-uso e smaltimento come rifiuti pericolosi) e l'utilizzo di specifici prodotti chimici determinano effetti rilevanti. Considerato che Emoclot è un prodotto farmaceutico utilizzato a fini terapeutici, le azioni di mitigazione sono limitate dalla priorità di garantire qualità e sicurezza del prodotto finale. Possibili raccomandazioni per il sistema di gestione ambientale sono pertanto principalmente riferite al settore energetico (produzione elettrica da fonti rinnovabili). L'analisi LCA del Fattore VIII è una prima esperienza di monitoraggio in ambito di plasma-derivati che può essere estesa ad una serie di prodotti analoghi. Lo studio è risultato propedeutico per l'elaborazione di una nuova PCR su prodotti derivati del sangue umano e animale.

5. Ringraziamenti

Questo articolo è dedicato alla memoria di Maria Elena Banti che ha fortemente voluto e sostenuto con spiccata vivacità e determinazione il lavoro degli autori. Ringraziamo il personale di Kedrion per l'esperienza di grande valore sociale e umano.

6. Bibliografia

- Borla, P, 2014. PCR for Vaccines for human or veterinary medicine, whether or not put up as medicaments. The International EPD® System CPC 35270, registration number: 2011:1., publication date 2014-12-19, v.2.0, available at: www.environdec.com.
- Bruce, GM, Pleus, RC, Snyder, SA, 2010. Toxicological Relevance of Pharmaceuticals in Drinking Water. *Environ. Sci. Technol.* 44, 5619-5626.
- Cunningham, VL, Buzby, M, Hutchinson, T, Mastrocco, F, Parke, N, Roden, N, 2006. Effects of Human Pharmaceuticals on Aquatic Life: Next Steps. *Environ. Sci. Technol.* 40, 3456-3462.
- De Soete, W, Boone, L, Willemse, F, De Meyer, E, Heirman, B, Van Langenhove, H, Dewulf, J, 2014. Environmental resource footprinting of drug manufacturing: Effects of scale-up and tablet dosage. *Resour. Conserv. Recy.* 91, 82-88.
- Ecoinvent, 2013. The ecoinvent® v3.01 database. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (CH).
- Environdec, 2016. The International EPD ® System. www.environdec.com
- EPD International, 2015. General Programme Instructions of the International EPD ® System. Version 2.5, dated 2015-05-11.

EuropeanCommission, 2010a. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators. Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

EuropeanCommission, 2010b. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook—General guide for life cycle assessment—detailed guidance; First edition. Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union: Luxembourg.

Ingwersen, W, Subramanian, V, 2013. Guidance for Product Category Rule Development Product Category Rule Guidance Development Initiative. Version 1.0. <http://www.pcrguidance.org>

Fent, K, Weston, AA, Caminada, D, 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology* 76, 122-159.

INDACO2, 2015a. Disclosure Report “Life Cycle Assessment–LCA della produzione di Fattore VIII di Kedrion S.p.A.”

INDACO2, 2015b. EPD (Pre-certification) of Emoclot 500IU/10ml. EPD registration number: S-EP-00888. Approved: 09-05-2016.

Ingwersen, W, and Subramanian, V, (2013). Product Category Rule Guidance Development Initiative. Version 1.0. <http://www.pcrguidance.org>

IPCC, 2013. Fifth Assessment Report. The Physical Science Basis.

ISO 14025:2006, Environmental labels and declarations – Type III Environmental declarations – Principles and procedures. Equivalent to EN ISO 14025:2010.

Jiménez-González, C, Ollech, C, Pyrz, W, Hughes, D, Broxterman, QB, Bhathela, N, 2013. Expanding the boundaries: Developing a streamlined tool for eco-footprinting of pharmaceuticals. *Organic Process Research and Development* 17, 239-246.

Jiménez-González, C, Overcash, MR, 2014. The evolution of life cycle assessment in pharmaceutical and chemical applications-a perspective. *Green Chemistry* 16, 3392-3400.

Kedrion, 2013. <https://www.kedrion.it/it/dalla-raccolta-alla-distribuzione-un-viaggio-la-vita>

Kümmerer, K, 2010. Pharmaceuticals in the environment. *Annual Review of Environment and Resources* 35, 57-75.

Kunkel, U, Radke, M, 2011. Reactive Tracer Test To Evaluate the Fate of Pharmaceuticals in Rivers. *Environ. Sci. Technol.* 45, 6296-6302.

Neri E, Pulselli RM, Banti ME, Bonaldi M, 2016. Environmental Product Declaration Pre-Certification for Emoclot 500IU/ 10ml. EPD registration number: S-EP-00888. Certified EPD and ISO 14025 by SGS Italia.

Neri E, Pulselli RM, 2016. PCR Blood and blood derived products for therapeutic or prophylactic uses. The International EPD® System CPC 35270, 39931, 2016:07, publication date:14-12-2016, v.1.0, available at: www.environdec.com

PRé Consultants, 2014. Simapro 8. www.pre.nl/simapro/default. Accessed January 2016.

UN CPC, 2016. <https://unstats.un.org/unsd/cr/registry/regcst.asp?Cl=25>

Rand-Weaver, M, Margiotta-Casaluci, L, Patel, A, Panter, GH, Owen, SF, Sumpter, J.P., 2013. The Read-Across Hypothesis and Environmental Risk Assessment of Pharmaceuticals. *Environ. Sci. Technol.* 47, 11384-11395.

Wernet, G, Conradt, S, Isenring, H, Jiménez-González, C, Hungerbühler, K, 2010. Life cycle assessment of fine chemical production: a case study of pharmaceutical synthesis. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 294-303.

Life cycle assessment of a novel polyhydroxyalkanoates production process with mixed microbial cultures fed on winery waste

Luciano Vogli^{1*}, Serena Righi^{1,2}, Stefano Macrelli¹, Paola Galletti^{1,3}, Chiara Samorì^{1,3}, Roberto Conti¹, Cristian Torri³, Emilio Tagliavini^{1,3}

¹Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale su Energia e Ambiente – Università di Bologna

²Dipartimento di Fisica e Astronomia – Università di Bologna

³Dipartimento di Chimica "Giacomo Ciamician" – Università di Bologna

Email*: luciano.vogli@unibo.it

Abstract

This study aims to assess the environmental performances of a novel process of bio-plastic (polyhydroxyalkanoates, PHAs) production using winery waste. Sustainability is measured by an attributional life cycle assessment and compared both with results reported in literature for PHAs, and with results of a fossil-based plastic (polypropylene, PP), and of an alternative bio-based plastic (bio-polypropylene, bio-PP). PHAs produced from wine industry residues, although generally better than other PHAs in terms of greenhouse emissions and energy demand, show mixed results. Large environmental benefits in terms of both global warming potential reduction, lesser energy use and resource depletion, are counterpoised to higher impacts on other categories also when compared to both PP and bio-PP. Research shall deeper investigate the effects of combining different waste and residues in input and of the fate of co-products and waste obtained by their processing.

1. Introduction

Polyhydroxyalkanoates (PHAs) are generally considered environmentally friendly biopolymers because they are biodegradable and they can be produced from different carbon sources, including renewable feedstocks and biomass wastes instead of petrochemicals.

Life cycle assessment (LCA) is a standardized and powerful method to quantify environmental impacts of various products and to compare their environmental performance, able to take into account the products energy and resources consumed, as well as the generation of emissions and wastes, throughout their entire life span ‘from cradle to grave’. This kind of application allows avoiding environmental burden shifting from one process stage to another or from one environmental compartment to another.

Several LCA studies have been carried out on PHAs. These studies differ from each other in several features and analysis conditions. Most of them focus only on greenhouse gases emissions and energy requirements (Harding et al., 2007; Kim and Dale, 2005; Khoo et al., 2010). The ‘cradle-to-factory-gate’ analysis is the most recurrent while the study of end-of-life phase is quite uncommon (Khoo and Tan, 2010; Sakamoto, 2012; Posen et al., 2016). Table 1 lists a

number of LCA studies and related results regarding cumulative energy demand and CO₂ emissions.

Table 1: Cumulative energy demand and GWP results for LCA studies on PHAs.

Author	MJ/kg PHA	kg CO₂eq/kg PHA	LCA extent / System boundaries
Kurdikar et al., 2001	-	-4.0 – 5.8	Cradle-to-gate
Nonato et al., 2001	113.7	–	Cradle-to-gate
Kim and Dale, 2005	-25 – 107	1.6 – 4.1	Cradle-to-gate
Harding et al., 2007	44.7	2.6	Cradle-to-gate
Kim and Dale, 2008	2.5	-2.3	Cradle-to-gate
Khoo et al., 2010	52.53	–	Fermentation & recovery stages
Sakamoto, 2012	183.8	4.6	Cradle-to-grave
Kendall, 2012	49 – 76	3.1 – 5.1	Cradle-to-gate
Fernández-Dacosta et al., 2015	106 – 158	2 – 4.3	Cradle-to-gate
Posen et al., 2016	-	2.7 – 6.9	Cradle-to-grave

Not surprisingly, the conclusions of these studies are sometimes contradictory: outcomes are dependent on different inventory analysis and specific process conditions, and life cycle emissions are strongly tied to modeling assumptions and feedstock choice (Hottle et al., 2013; Yates and Barlow, 2013).

Greenhouse gaseous emissions of 1 kg of polypropylene (PP) are 2.0 kg CO₂eq, while energy requirements are 73.4 MJ/kg (PlasticsEurope, 2008). So, it is not clear whether PHAs show any clear advantage compared to fossil-based polymers. Anyway, all papers state that PHAs could contribute to sustainability and climate mitigation, and would raise environmental awareness. Current research shows that the use of low cost raw materials in the production and greener solvents for the extraction of PHAs could contribute both to climate objectives and cost drop.

This study aims to assess the overall environmental performances of an innovative process of PHAs production analyzed in VALSOVIT project (<http://www.valsovit.it>), and to compare them with those of a petrochemical-based plastic, PP, and with those of an alternative bio-based plastic, bio-polypropylene (bio-PP).

2. Methodology

An attributional LCA model is adopted in the present study.

2.1 System boundary

LCA system boundaries for PHAs include the following steps: volatile fatty acids (VFAs) production, fermentation, PHAs extraction with dimethyl carbonate (DMC), plastic end-of-life (EoL). Processes assumed to be identical or similar both for a typical fossil-based plastic and a plastic coming from renewable resources are omitted, i.e. use, product manufacturing, waste collection and

transport phases. This is consistent with previous LCA studies of biopolymers and conventional polymers (e.g., Posen et al., 2016).

The system boundary is both from 'cradle-to-grave' and from 'cradle-to-cradle', in fact it is assumed that a share of the bioplastic item is landfilled or incinerated, while another share is recycled. We consider the same fate for the three types of plastic, due to the fact that specific supply chains for the collection and processing of bioplastic waste are not yet implemented at European level. Despite identical for the three plastics, this step has not been omitted since the individual processes differ, and consequently different results are foreseen.

Decisions regarding the co-products treatment are potentially important contributors to differences among LCA studies. System expansion is the baseline method for handling co-products, consistently with ISO 14044. Accordingly, in PHAs production model a fate for each co-product is designed. Biogas and syngas are sent to a combined heat and power (CHP) plant, while two scenarios are considered for biochar: in the first one (NBT), no treatment is envisaged, biochar is simply stored; in the second one (BC), biochar is burned in a power plant. Power and heat are accounted as a credit for the process.

2.1.1 Inventory data and model organization

The study is based both on primary data at laboratory scale and on databases and engineering calculations for background processes; estimates are used to scale-up the whole process to an industrial level. The entire process is designed for a 500 kg/h input capacity. LCA analysis is conducted using GaBi 6 software. The databases used for obtaining background data are Gabi Professional Database (Thinkstep, 2016) and Ecoinvent Database (Ecoinvent Centre, 2012). The model for the production of PP and bio-PP relies on data from Gabi datasets. The functional unit is defined as 1 kg of plastic material (PP, bio-PP and PHB) ready for the product's manufacturing.

2.1.2 VFA production

The biomass in input is a sludge from the anaerobic digestion of wastewater from *Caviro Distillerie* processing plant. The drying step is modelled as belt dryer, and a condensation step for evaporated water with heat recovery included. Once dried, biomass is pyrolyzed, yielding biochar, syngas and bio-oil. The latter is sent to an anaerobic digester where acidogenic fermentation occurs and VFAs are generated. The sludge from the digester is dewatered by a centrifuge and VFAs are concentrated by an experimental membrane system which requires a centrifugal pump, and then sent to the aerobic reactors where microbial biomass able to accumulate PHAs is grown.

2.1.3 Biomass production

Microbial biomass with 44% of PHAs is obtained by coupling a sequencing batch reactor (SBR), where microbial biomass is produced, and an accumulation reactor (AR) where microbes convert VFAs into PHAs. Air sparging and liquid mixing are needed in both SBR and AR. The feeding of

VFAs to the aerobic reactors, and the transfer of microbial biomass are performed by pumps. A first dewatering stage to concentrate biomass is carried out by filtration, and a further one is modelled as a co-current spray dryer to increase dry matter share before PHAs extraction.

2.1.4 PHAs extraction

The model is designed for the extraction of polyhydroxybutyrate (PHB) with DMC. The biomass and the solvent are centrifuged and kept at 90°C for 4 h, then the polymer is recovered after filtering and evaporating the solvent. The recovery rate is set to 60%. The extraction processes are composed by centrifuges, batch reaction vessels and air dryers.

2.1.5 End of Life

As mentioned above, the EoL phase is modelled in the same way for the three plastics analyzed. The percentages provided by Plastics Europe (2015) have been used to allocate the fate of the plastic and bioplastic waste in our model.

2.2 Life Cycle Impact Assessment

The following impact categories have been chosen: 100-years climate change (GWP, excluded biogenic CO₂), ozone depletion (OD), human toxicity cancer (HTc) and non-cancer (HTnc) related, freshwater ecotoxicity (FE), acidification (AC), photochemical ozone formation (POF), freshwater eutrophication (EuF), marine eutrophication (EuM), terrestrial eutrophication (EuT), particulate matter (PM), ionizing radiation (IR), resource depletion (RD) and water depletion (WD). The methods recommended by ILCD Handbook (EC-JRC, 2011) have been used. Energy demand (ED) has been calculated too.

3. Results

Table 2 reports overall results for PP, bio-PP and the two scenarios for PHAs.

Table 2: Life Cycle Impact Assessment results for PP, bio-PP and PHAs.

Impact category	Unit	PP	Bio-PP	PHA – NBT scenario	PHA – BC scenario
AC	mole of H ⁺ eq.	4,21E-03	3,06E-02	4,95E-02	2,95E-01
GWP	kg CO ₂ eq.	1,90E+00	3,15E+00	1,38E+00	-2,09E+01
FE	CTUe	-5,24E-03	1,74E+00	1,75E+01	2,41E+01
EuF	kg P eq.	8,49E-05	7,21E-04	7,67E-03	7,74E-03
EuM	kg N eq.	7,02E-04	1,50E-02	6,37E-02	8,67E-02
EuT	mole of N eq.	7,90E-03	1,10E-01	4,10E-01	6,77E-01
HTc	CTUh	-3,89E-11	5,40E-08	4,58E-07	5,58E-07
HTnc	CTUh	1,95E-09	9,99E-08	1,00E-06	2,10E-06
IR	kBq U235 eq.	-1,13E-01	5,22E-02	-6,74E+00	-1,64E+01
OD	kg CFC-11 eq.	1,00E-07	1,20E-09	-9,31E-11	2,70E-08
PM	kg PM _{2,5} eq.	2,24E-04	6,26E-02	9,70E-04	2,09E-02
POF	kg NMVOC	2,14E-03	1,49E-02	8,93E-02	1,62E-01
WD	m ³ eq.	-2,43E-03	5,56E-02	8,52E-01	6,13E-01
RD	kg Sb eq.	2,08E-07	5,00E-06	-3,20E-04	-3,91E-04
ED	MJ	3,56E+01	9,72E+01	-1,17E+02	-6,24E+02

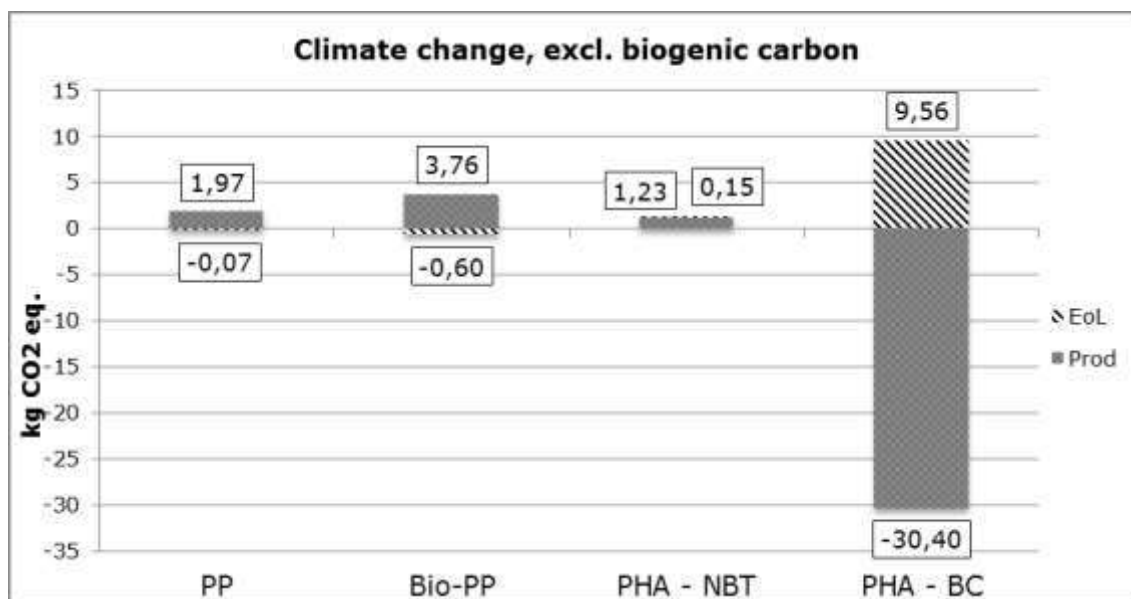


Figure 1: 100-years climate change (excluded biogenic carbon) impact category; results detailed for production and end of life phases.

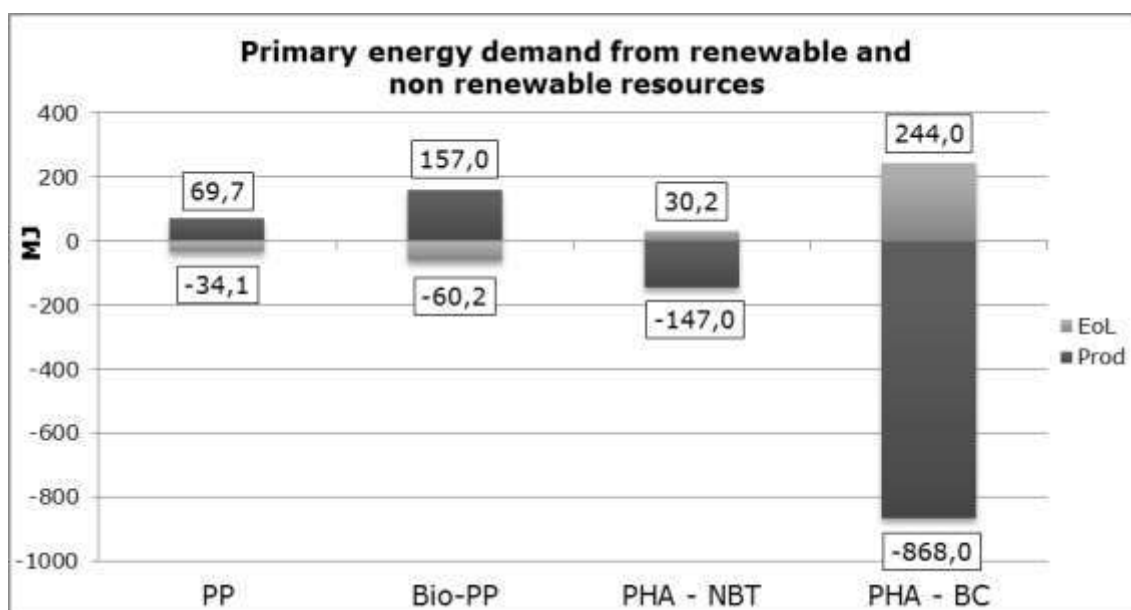


Figure 2: Primary energy demand from renewable and non-renewable resources (net calorific value) impact category; results detailed for production and end of life phases.

Detailed results for PHAs two scenarios are shown in Figure 3 and Figure 4, where the relative contribution of each LCA phase to each midpoint impact categories score are reported and compared.

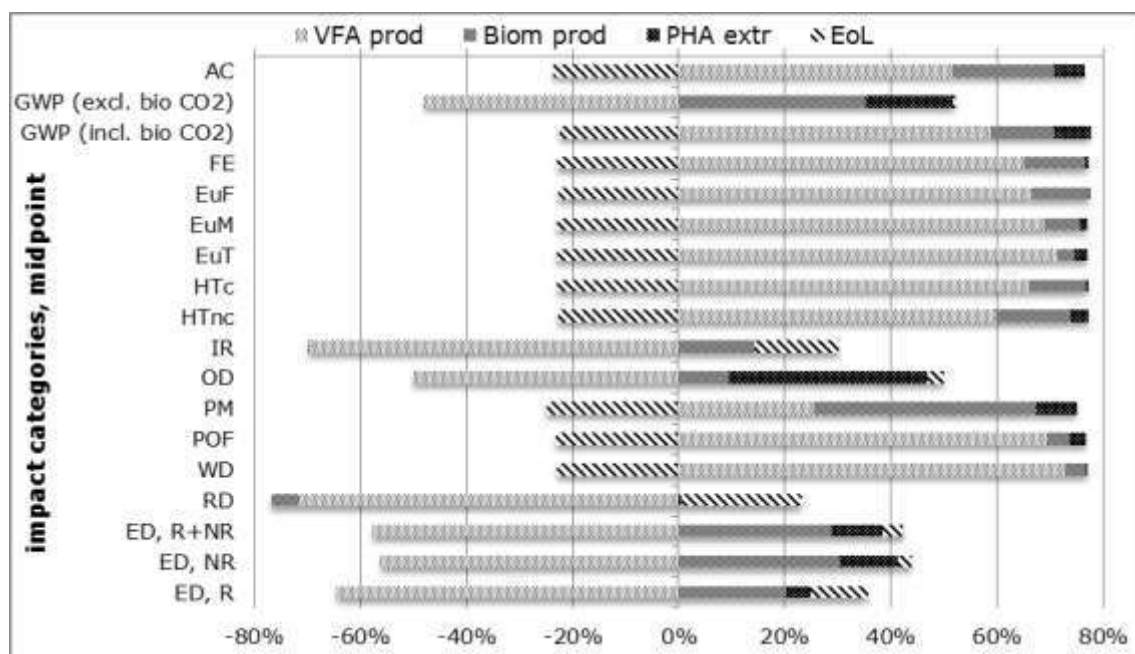


Figure 3: PHAs model - NBT scenario. Relative contribution of LCA phases to midpoint impact categories scores.

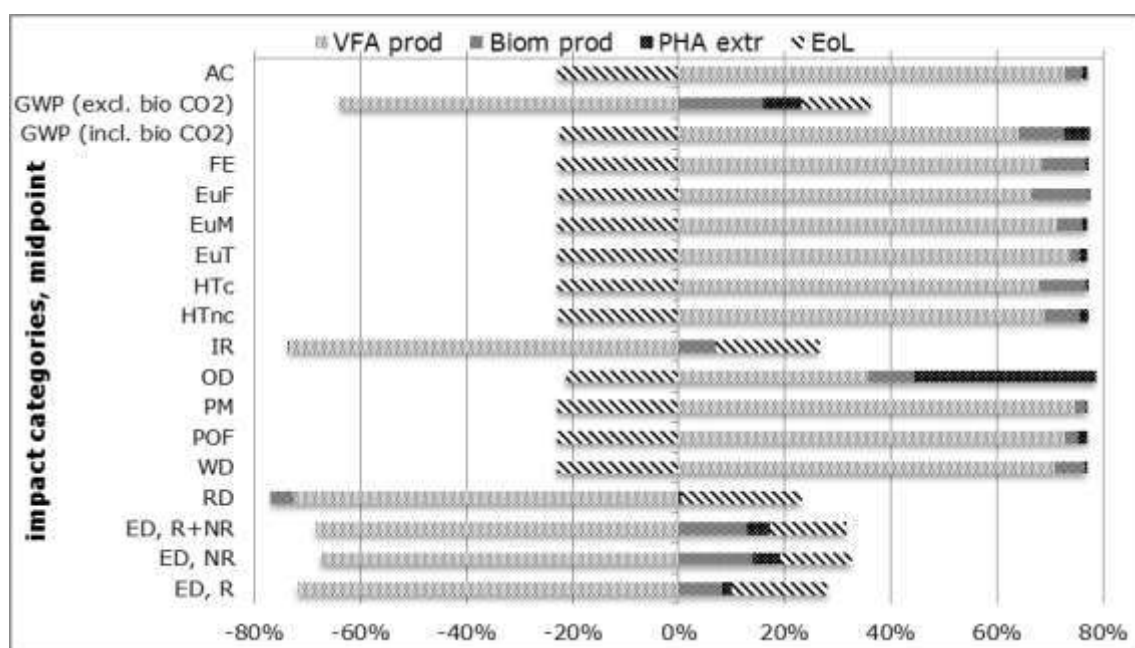


Figure 4: PHAs model - BC scenario. Relative contribution of LCA phases to midpoint impact categories scores.

In terms of GWP and ED, PHAs perform better than PP and bio-PP. The fate of PHAs production process co-products (biochar, syngas and bio-gas) has a great influence on results: their use for energy production more than offsets the energy consumed in the process, generating high credits in terms of both energy and GWP. Accordingly, the EoL phase for PHAs generates an

environmental impact, due to the material recycling share and the corresponding avoided production of the equivalent amount of PHAs.

The positive result for IR impact category is due to credit from avoided use of EU 27 electricity grid mix, which has a quite high share of nuclear power. For AC, EuF, EuM, EuT, FE, HTc, HTnc and POF impact categories, PHAs performs worse than PP and bio-PP, mainly due to the combustion process involved in co-products valorization. The negative performance in water depletion category is mainly due to high water consumption in VFAs extraction phase. The positive result in resource depletion category is due to the use of residual and renewable materials. The negative result for bio-PP in particulate matter category is probably highly influenced by emissions in the agricultural phase.

The EoL phase scores are always opposite to those of PHAs production, because PHA material recycling causes an environmental benefit to be avoided; an alternative solution (e.g. composting) shall be studied. The VFA production phase has high influence in both scenarios and for every impact category, mainly due to the co-products generation and fate accounted for in this phase; the use of biochar, syngas and bio-gas for energy production shows both positive and negative effects. The biomass production phase has high influence on GWP and ED categories, mainly due to a high electricity consumption of processes taking place at this stage. The high score of PHAs extraction in ozone depletion category is probably due to methanol produced in solvent (DMC) production process.

4. Conclusions and recommendations

PHAs produced from wine industry waste show mixed results, accordingly to results reported in literature (Weiss et al., 2012). Large environmental benefits in terms of GHE reduction, lesser energy use and resource depletion, are counterpoised to higher impacts on other categories when compared to both fossil-based and bio-based plastic. Nevertheless, these materials are of great interest and promising also in view of wide margins of improvements still possible in the production process.

Research in this field shall go on and investigate the combined use of different organic residual biomass for PHAs production, the different end-of-life pathways for the co-products obtained by the pyrolysis of winery and distillery waste, and the energy recovery from biomass remaining after polymer extraction.

5. References

- EC-JRC, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context, 1st ed. European Commission, Joint Research Centre.
- Fernández-Dacosta, C, Posada, JA, Kleerebezem, R, Cuellar, MC, Ramirez, A, 2015. Microbial community-based polyhydroxyalkanoates (PHAs) production from wastewater. *Biores. Technol.* 185, 368–377.

- Harding, KG, Dennis, JS, von Blottnitz, H, Harrison, STL, 2007. Environmental analysis of plastic production processes: comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with β -hydroxybutyric. *J. Biotech.* 130, 57–66.
- Hottle, TA, Bilec, MM, Landis, AE, 2013. Sustainability assessments of bio-based polymers. *Polym. Degrad. Stab.* 98 (9), 1898–1907.
- ISO, 2006. ISO 14044: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.
- Kendall, A, 2012. A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Res. Conserv. Recycl.* 61, 69–74.
- Khoo, HH, Tan, RBH, Chng, KWL, 2010. Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags. *Int. J. LCA.* 15(3), 284–293.
- Khoo, HH, Tan, RBH, 2010. Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags. Part 2: end-of-life options. *Int. J. LCA.* 15(4), 338–345.
- Kim, S, Dale, BE, 2005. Life cycle assessment study of biopolymers (polyhydroxyalkanoates)-derived from no-tilled corn. *Int. J. LCA.* 10, 200–210.
- Kim, S, Dale, BE, 2008. Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: a life cycle perspective. *Environ. Sci. and Technol.* 42, 7690–7695.
- Kurdikar, D, Paster, M, Gruys, KJ, Fournet, L, Gerngross, TU, Slater, SC, Coulon, R, 2001. Greenhouse gas profile of a plastic derived from a genetically modified plant. *J. Ind. Ecol.* 4(3), 107–122.
- Nonato, RV, Mantelatto, PE, Rossell, CEV, 2001. Integrated production of biodegradable plastic, sugar and ethanol. *Appl. Microbiol. Biot.* 57, 1–5.
- PlasticsEurope, 2008. Environmental product declarations of the European plastics manufacturers: polypropylene. Viewed 15 Dec 2016, <http://www.plasticseurope.org/plastics-sustainability/eco-profiles>
- PlasticsEurope, 2015. Plastics – the Facts 2015. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Viewed 15 Dec 2016, http://www.plasticseurope.org/documents/document/20151216062602-plastics_the_facts_2015_final_30pages_14122015.pdf
- Posen, ID, Jaramillo, P, Griffin, WM, 2016. Uncertainty in the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from U.S. Production of Three Biobased Polymer Families. *Environ. Sci. Technol.* 50, 2846–2858.
- Sakamoto, Y, 2012. Life Cycle Assessment of Biodegradable Plastics. *J. Shanghai Jiaotong Univ. (Sci.)*. 17, 327–329.
- Weiss, M, Haufe, J, Carus, M, Brandao, M, Bringezu, S, Hermann, B, Patel, MK, 2012. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *J. Ind. Ecol.* 16, S169–S181.
- Yates, MR, Barlow, CY, 2013. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers – A critical review. *Res. Conserv. Recycl.* 78, 54–66.



SESSIONE III

Sviluppi metodologici di LCA, LCC e SLCA e integrazione con altri strumenti per studi di sostenibilità



Organisational LCA for supporting environmental management towards sustainability of production patterns: the case of agricultural machinery

Stefano D'Angelo¹, Gioia Garavini², Enrico Breda³, Serena Righi¹, Marta Quaranta¹,
Alessandra Zamagni^{2*}

¹Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali, CIRSA, Alma Mater Studiorum, Via Sant'Alberto Magno, 163, 48121 Ravenna

²Ecoinnovazione spin-off ENEA, via G. Rossa 26 – 35020 Padova

³MASCHIO GASPARDINO SpA, Via Marcello, 73, 35011 Campodarsego (Padova)

Email*: a.zamagni@ecoinnovazione.it

Abstract

This paper presents and discusses the applicability and the main challenges of the methodology Organisational LCA to an organisation in the sector of agricultural equipment. The main methodological issues related to the modelling of end of life are discussed, together with the possible synergies and complementarities with the ISO 14001:2015. The O-LCA has proven to be a very useful and complete approach for an organisation, and contributing to make a step towards Sustainable Development Goals, namely "Sustainable Production and Consumption Patterns". By looking both at the product portfolio and at the activities, it provides a global view on the organisation and allows identifying the most effective and efficient interventions to optimise the environmental performances. It is close to the way the organisations are used to deal with the environmental management and, as such, the O-LCA could represent the analytical tools within the already existing management schemes.

1 Introduction

According to sustainable development principles and aiming at reaching SDGs, production systems need to adopt accounting methods enabling them to measure, evaluate and minimize natural resources' use, toxic emissions and waste generation throughout their value chain.

Among the available accounting methodologies and tools to measure the potential environmental impacts, the Greenhouse Gas Protocol (GHGs) is spread among organizations in order to understand, quantify and manage emissions of GHGs [EU, 2009]. Other initiatives, such as the Carbon Disclosure Project, Water and Carbon Footprint [CDP, ISO2014, ISO2013] are frequently used to measure and communicate the environmental impacts and commitment of organizations. The above-mentioned tools are focused on one single environmental aspect or indicators and don't follow a multi-impact approach.

At European level, the DG Environment, together with the JRC, has worked on the development of the Organization Environmental Footprint methodology [OEF, 2012], providing a multi-criteria and life-cycle-based approach for organizations. Then, in 2014 the ISO 14072 on Organisational LCA (ISO 2014) has been released, further strengthened by the publication of the O-LCA Guidance in 2015 by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (LCI) [UNEP/SETAC 2015], Martinez-

Blanco, 2015]. Only few case studies on O-LCA or OEF have been published [Resta, 2016; Neppach, 2016 JCP], however in 2016 the UNEP/SETAC LCI launched an International Road Test aimed at gaining experience on the O-LCA through the promotion of a Road Test in twelve organisations all over the world.

This paper presents and discusses the applicability and the main methodological challenges of the O-LCA methodology to an organisation in the sector of agricultural equipment. This study - carried out as part of a master thesis with CIRSA (University of Bologna) with the scientific and technical support of Ecoinnovazione srl - has been conducted within the Road Test promoted by the UNEP/SETAC LCI, and it is aimed at:

1. Presenting the application of O-LCA to the case study of an organisation operating in the sector of agricultural equipment;
2. Discussing the challenges of O-LCA;
3. Discussing the added value for the organization.

2 Methodological approach

The O-LCA study was carried out according to the ISO 14072 and the Guidance on Organizational Life Cycle Assessment [UNEP/SETAC 2015].

In addition, insights for the application of the O-LCA methodology have been taken from the OEF methodology, following the recommendations and the requirements set during the Pilot phase on PEF and OEF at European level. More in detail, this applies to the definition of approaches for dealing with end of life - EoL (including multi-functionality in recycling), for the data quality evaluation and for the impact assessment. Within the scope of this paper, only the issues related to the modelling of EoL are discussed, as they are those that can affect more the final results.

The reference year of the study is 2012.

3 O-LCA case study: production of agricultural equipment

3.1 Goal and scope definition

The reporting organisation is the Maschio Gaspardo S.p.A., limited to its production plants in Italy. Maschio Gaspardo is a multinational leader specialised in the production of agricultural equipment for tillage, seeding, crop care, green maintenance and hay making. The products' range covers more than 150 types of agricultural machineries and the Group manages all the phases of the production process of the agricultural machines, i.e. from the design to the production, sale, customer care management, technical assistance, but they do not recover the agricultural machineries at the end of their life.

The organisation has started its pathway for the assessment of the environmental impact in 2012 and 2013 with the quantification of the carbon. Afterwards, the Group decided to voluntarily apply the methodology for the quantification of the Organisation Environmental Footprint.

After the publication of the ISO/TS 14072, the Group wanted to check the alignment of the previous work with the new O-LCA. For this purpose, they decided to candidate the organisation to the road test, considering the following internal goals:

- Have a deeper knowledge of the potential environmental impacts related to company's operations;
- Track their environmental performances over time for internal purposes;
- Expand the scope of the analysis, by including also the use and end-of-life stages, previously not included in the OEF study;
- Evaluate the degree of internalisation, in the management procedures, of the O-LCA methodology;
- Evaluate whether simplifications in the approach – compared to the OEF study – could have been applied, to ease the efforts in the application of the methodology.

The target audience is the management committee of Maschio Gaspardo and the coordinator and co-chair of the road test.

As far as the definition of the organisation's boundary is concerned, the financial control has been selected as consolidation method. Therefore, only the plants located in Italy for which Maschio Gaspardo has the whole financial control (100% owned) have been considered. As such, only the operational plants have been included, i.e. those that design and produce the product portfolio, namely: Campodarsego (Padova), Cadoneghe (Padova), Morsano Morsano al Tagliamento (Udine).

The reporting flow is represented by the overall annual production (expressed in number of sold products) of the subset of the Italian plants, i.e. 23.196 products.

The system boundary are *from cradle-to-grave*, thus the life cycle phases/classes and related activities examined in the study are the following:

- Products: Raw materials extraction and pre-processing; Transport of the raw materials/semi-finished product to the Maschio Gaspardo's plants;
- Production plants: Manufacturing of the finished products; Disposal and treatment of solid and liquid waste; Employee commuting, personnel travelling, and client and visitor transportation using vehicles owned or leased by Maschio Gaspardo;
- Use of sold products;
- End-of-life (EoL) of the products sold.

3.2 Life cycle inventory

The data collection was organised as an hybrid approach, i.e. a mix between (mainly) top-down, considering the reporting organization as a whole, and the bottom-up, used for the accounting of raw materials and its transport and for use phase and EoL.

For modelling the product portfolio, a cut-off criterion of 23,2% based on the economic value has been applied for the collection of the data on the products

and their modelling. Then, the whole amount of products sold has been considered as characterized by the most representative product categories, from the point of view of the annual turnover, namely: Cereal drills; Mulchers; Power harrows; Rotary tillers; and Vacuum Precision Planters. For each product category, a representative product has been selected (the most sold one) and these products have been modelled in terms of % composition of the materials they are made of. The remain products, which consist mainly of spare parts, are made of the same materials already accounted for in the representative products, and, from the point of view of the weight, differences are negligible compared to the ones considered. Overall, this caused an underestimation of the impact of the product portfolio, but did not affect the trends of the results (the product portfolio is the main relevant contributor to the overall life cycle).

Energy and resources use have been calculated according to the invoices/bills. The electricity is partly self-produced through photovoltaic panels positioned above the roofs of the plants. Part of the self-produced electricity is sold to the network. The remaining part of the electricity is anyway purchased by from the national electricity grid. The self-produced and not used electricity, fed into the grid, has been accounted for as credit, i.e. avoided impacts of electricity production according to the national mix.

As far as the waste is concerned, the amount has been retrieved from the Environmental Declaration Form, and they have been modelled according to the 50:50 approach, as described in the EoL formula of the PEF and OEF Guidance [2013/179/EU]. It is worth pointing out that the formula, despite being called “EoL formula”, accounts not only for the recycling, recovery and disposal activities (these main components have been ointed out by grouping the main factors), but also the production side, in temrs of both virgin and recycled content.

$$\underbrace{\left(1 - \frac{R_1}{2}\right) \times E_V + \frac{R_1}{2} \times E_{recycled}}_{\text{production (virgin + recycled content)}} + \underbrace{\frac{R_2}{2} \times \left(E_{recyclingBtL} - E^*_{\nu} \times \frac{Q_2}{Q_P}\right)}_{\text{recyclability}} + \underbrace{R_3 \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec})}_{\text{recoverability}} + \underbrace{\left(1 - \frac{R_2}{2} - R_3\right) E_D - \frac{R_1}{2} \times E^*_D}_{\text{disposal}}$$

The use phase of agricultural machineries is highly dependents on the specific conditions of use, namely the soil, climate, cultivation techniques, crops considered, and the different users (e.g., small farms owners vs contractors). Given this variability, an estimation of the gasoline consumptions for the agricultural machines during the use phase has been done with the technicians of the organisation, considering the tillage of 300 ha/yr of land for all the machineries. The purpose was to evaluate the influence of this phase to the overall environmental performance of the organization.

3.3 Life Cycle Impact Assessment and Interpretation

The ILCD/PEF recommended method, midpoint, v.1.09 has been applied and the results are reported in Figure 1.

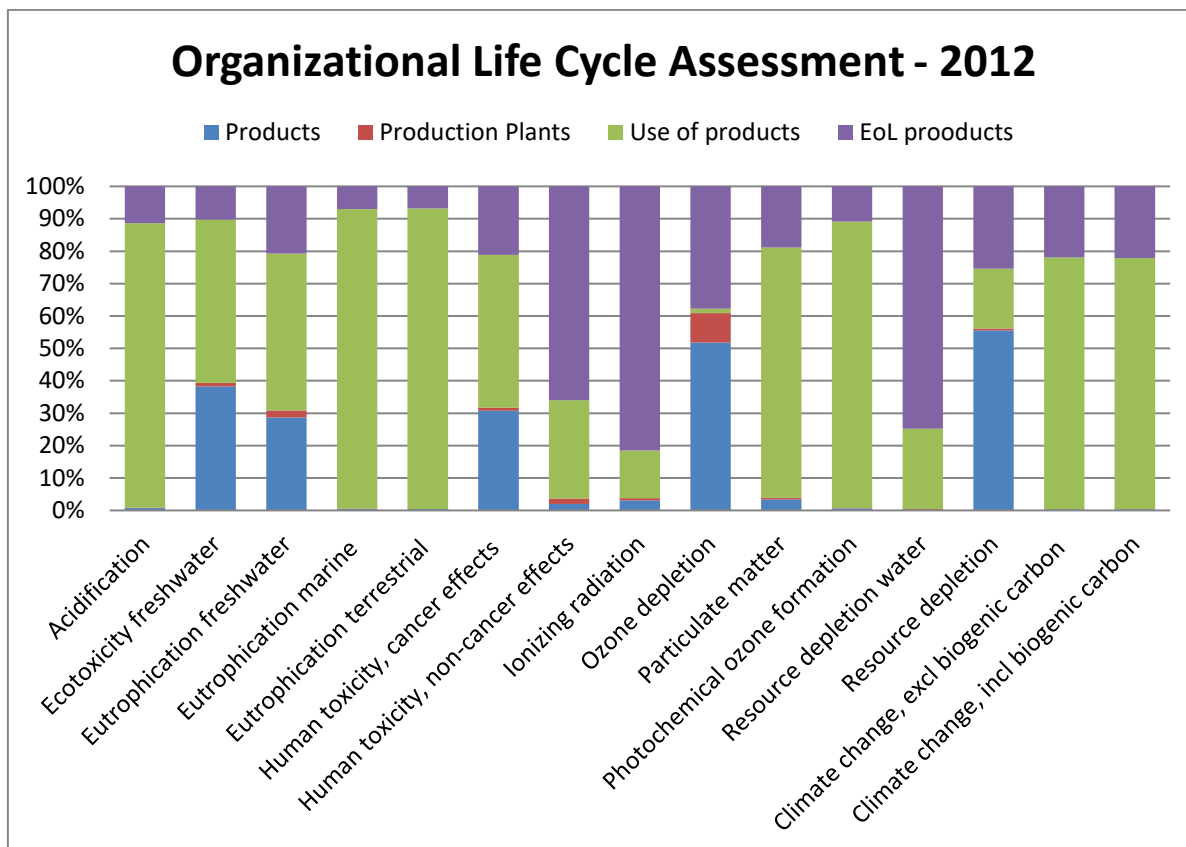


Figure 1: Characterized results for all impacts category.

The results show that the life cycle phases of “use” and “EoL” are dominant in all the environmental impact categories, and especially the use phase strongly affects the overall results, with the exception of the impact categories “ozone depletion” (6%) and “ionizing radiation” (15%). It is important to note that the use phase has been quantified by means of a rough estimation, i.e., assuming an average land parcel and a tillage operation, due to the huge variability of conditions of use. The same degree of uncertainty is applicable also to the assessment of the EoL stage.

Given the strong assumptions made for the use and EoL stages and the above considerations, for easing the interpretation of the results of the study, these two phases have been excluded from the following steps of the detailed analysis of the characterized results (Figure 2), but taken into consideration when drawing the conclusions.

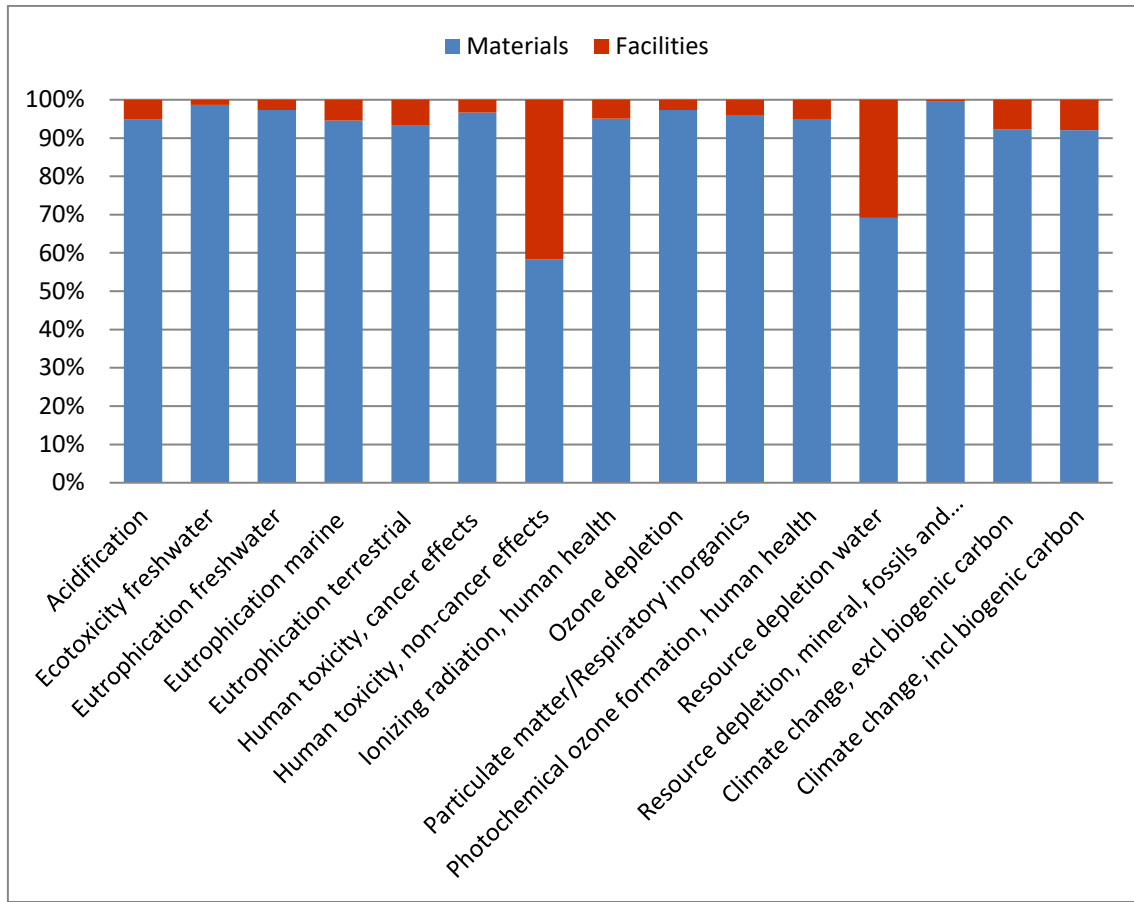


Figure 2: Characterized results for all impacts category.

Products, namely the raw material productions and their manufacturing, give the major contribution to the overall environmental impact of the organisation. The material with major environmental impacts is structural steel (used in all the agricultural machineries and electronic components), while the transport to the facilities contributes only to a minor extent, with the exception of the impact categories of Acidification (23,3%) and Eutrophication (marine: 30%, terrestrial: 31%). The trend is confirmed also for the other impact categories. The only exceptions are given by the impact categories *Human toxicity non-cancer effect* and *Resource depletion water*, for which the activities and related consumptions within the analysed production plants play a relevant role. However, this does not mean that the potential impacts at the production plants shall not be considered because negligible compared to the others. On the contrary, the product portfolio and the production plants are the two main component of an organisation, and, for both, improvement actions can be identified and implemented, even if the degree of influence of the company is different.

A sensitivity analysis was carried out to test the results of the EoL modelling approach applied to the waste produced in the manufacturing stage. In particular, the 0-100 approach was tested, which assumes that the recycled materials that will be produced at the EoL of the product will retain the properties of the original material input to the life cycle, and credits the product for displacing virgin material production in proportion to the recyclability rate. The actual content of the

recycled material is not considered. While the results of the potential impacts at the analysed plants (those in which waste is produced and has to be treated) show major differences, the overall results are of the same order of magnitude, with the exception of the impact category water depletion (75%), human toxicity cancer effect (114%) and human toxicity non-cancer effect (62%). This is because the lower contribution of "Production Plants" to the total impacts (Table 1).

For this specific application, the choice of the approach for dealing with multi-functionality in EoL did not significantly affect the results.

Table 1: An extract of the % difference of the results obtained with the default EoL method and with the 0:100 approach. The last column reports the % difference related to the contribution of the production plants only, while the previous column reports the difference with respect to the total results.

Impact category	Tot O-LCA 2012 (default EoL)	Products portfolio	Production Plants	% diff with 0:100 on the total res	% diff with 0:100 on the production plants res
Acidification midpoint (v1.09) [mole of H+ eq.]	3,32E+05	2,89E+05	4,30E+04	-0,9%	148,8%
Climate change midpoint, incl biogenic carbon (v1.09) [kg CO2-Equiv.]	5,65E+07	4,55E+07	1,10E+07	-5,0%	133,0%
Eutrophication marine midpoint (v1.09) [kg N-Equiv.]	7,63E+04	6,36E+04	1,27E+04	3,2%	218,6%

Regarding the facilities, Cadoneghe is the most relevant plant, because it is the facility in which the manufacturing activities take place. Morsano plant stands out as the most relevant one for the impact categories of Acidification, Eutrophication (marine and terrestrial) and Climate change, due to the contribution of the employees' commuting. In Campodarsego, waste management plays a relevant contribution, while business travels do not affect the overall environmental profile.

4 Discussion and conclusion

As far as the practicability of the O-LCA is concerned, as expected, no significant differences can be identified compared to the OEF previously implemented for this organisation. However, an overarching consideration is related to the dichotomy "prescriptiveness" of the OEF vs "guidance" of the O-LCA. The O-LCA guidance leaves freedom in several methodological choices of interest for the study, such as: modelling of multi-functionality in EoL, choice of the impact assessment method, selection of the most relevant environmental impact categories. On the other side, the O-LCA proved to be much more clear and effective in guiding the practitioner in the definition of the system boundaries of the organisation, by providing a clear guidance on the different consolidation methods. In this regard, we think that an increased guidance could ease the application of the methodology and make it less resource-consuming.

From the organisation point of view, the O-LCA has proven to be a very useful and complete approach for an organisation. By looking both at the product portfolio and at the activities, it provides a global view on the organisation, and allows identifying the most effective and efficient interventions to optimise the environmental performances. It is closer to the way the companies and the organisations are used to deal with the environmental management and, as such, the O-LCA could represent the analytical tools within the already existing management schemes, such as the ISO 14001.

5 References

CDP (Carbon Disclosure Project). <https://www.cdproject.net/en-US/Pages/HomePage.aspx>

EU Commission, 2013. Recommendations on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations;

EU Commission, 2009. Amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the Community. Directive 2009/29/EC;

ISO, 2006. ISO, a. ISO/TS14040:2006 Environmental management -Life cycle assessment. Principles and framework.

ISO, 2006, b. ISO/TS14044:2006 Environmental management -Life cycle assessment. Requirements and guidelines.;

ISO, 2013. ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases -- Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication

ISO, 2014. ISO/TS14072 Environmental management -Life cycle assessment- Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment.

ISO 14046:2014Environmental management -- Water footprint -- Principles, requirements and guidelines.

Martinez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2015. Scoping Organizational LCA – challenges and solutions, Int J Life Cycle Assess 20, 829–841.

Neppach, S, Nunes, K, Schebek, L, 2016. Organization Environmental Footprint in German Construction companies, Journal of Cleaner Production. 142, 78 – 86.

Resta, B, Gaiardelli, P, Pinto, R, Dotti, S, 2016. Enhancing environmental management in textile sector: An Organizational-Life Cycle Assessment approach, Journal of Cleaner Production. 135, 620 – 632.

United Nations Environmental Programme/Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 2015. Guidance on Organizational Life Cycle Assessment, Berlin.

The uncertainty analysis in LCA studies: state of the art

Anna Mazzi^{1*}, Marco Mason¹, Sara Toniolo¹, Federico Marzotto¹, Antonio Scipioni¹

¹University of Padova, Department of Industrial Engineering

Email*: anna.mazzi@unipd.it

Abstract

Although uncertainty issue and the usefulness of a serious uncertainty analysis have been widely discussed, the quantitative analysis of uncertainty is still an uncommon depth in LCA studies. Based on a literature survey on the International Journal of LCA from 2010 and 2016, we have explored what kind of uncertainty is more frequently investigated (parameter, scenario or model uncertainty) and which methods were used to perform the uncertainty analysis. Survey results show the increased interest of scientists in the uncertainty estimation. Parameter uncertainty is the most frequently addressed: most of the papers calculate the uncertainty associated with impact assessment results, and numerous studies estimate the uncertainty associated with the input data. The most applied methods concern the evaluation of uncertainty propagation of input hypotheses in the output results.

1. Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) constitutes a viable screening able to point out environmental hotspots in complex products, processes and value chains because it tends to be holistic, systematic, and multidisciplinary, but completeness in scope comes at the price of simplifications and uncertainties.

The international standards to support the LCA implementation do not examine in depth the issue of uncertainty. In ISO, 2006/a, chapter 3, the uncertainty analysis is defined a “*systematic procedure to quantify the uncertainty introduced in the results of a life cycle inventory analysis due to the cumulative effects of model imprecision, input uncertainty and data variability*”, and “*Either ranges or probability distributions are used to determine uncertainty in the results*”. In ISO 2006/b, chapter 4.4.4, as additional LCIA data quality analysis, the uncertainty analysis consists in “*a procedure to determine how uncertainties in data and assumptions progress in the calculations and how they affect the reliability of the results of the LCIA*”. In chapter 4.2.3.6, it is stated the data quality requirements should address uncertainty of the information, e.g. data, models and assumptions. Moreover, relatively to characterization models, information about uncertainty of the linkages between the category indicators and the category endpoints must be provided. Finally, in ISO, 2006/b, chapter 4.5.4, in the interpretation phase, uncertainty in the results can be characterized with the use of ranges and/or probability distributions and used to support conclusions.

The concept of uncertainty analysis in LCA studies is also discussed in the literature, through a decennial debate. In fact, the reliability of LCA is affected by dependence on data deriving from different sources, different unit operations, and different countries, data that could not be collected for LCA

purposes and from subjective methodological choices. Practitioners generally assign single values to model parameters, build deterministic models to approximate environmental outcomes, and report results as point estimates (Lanzuela et al., 2014). This approach fails to capture the variability and uncertainty inherent in LCA, reducing the effectiveness of LCA for supporting private and public sector decision making (Lloyd and Ries, 2007; EC, 2010).

In 2007 Tannert et al. called "*The ethics of uncertainty*" and stated that "*when it comes to decisions that affect people's lives and health [...] carrying out research to diminish uncertainty and, consequentially, risks can become an ethical duty*". In 2013 Gregory et al. stated that "*the ILCD Handbook discusses the importance of sensitivity analysis (like the ISO 14044 standard) and states that scenario analysis and uncertainty calculations are the methods to support the sensitivity analysis*" but there is "*a gap of meaningful guidance on uncertainty analyses*".

In order to satisfy the needs of scientists and practitioners related guidelines and expertise to support the uncertainty estimation, in 2004 more focus was given by the International Journal of LCA (IJLCA) with the opening of the new section "Uncertainties", exclusively dedicated to research and discussion concerning this aspect of LCA.

Although uncertainty issue and the importance and usefulness of a serious uncertainty analysis have been widely discussed (Heijungs and Huijbregts, 2004; Tannert et al., 2007; Toniolo et al, 2014), real uncertainty assessments were rarely performed in the past. Previous studies underlined that, until 2000th, the quantitative analysis of uncertainties arising from the influence of data quality on LCA results was still very much in its infancy and has rarely been analyzed (Bjorklund, 2002; Ross et al., 2002). Starting from these notes, it would be interesting to verify if and how, in the last few years, among scientists and practitioners the consciousness and the ability of uncertainty in LCA studies have increased. In other words, the research question is the following. Nowadays, comparing to 15 years ago, is there an increasing interest among scientists and practitioners to understand and reduce uncertainty in LCA?

Coherently with the research question, the aims of this work are mainly these:

- to make a systematic literature survey on IJLCA to understand how many studies, in recent years, carried out an uncertainty analysis;
- to evaluate what kind of analysis was made (on parameter, on scenario or on model uncertainty);
- to examine which methods were used in order to perform the uncertainty analysis.

2. Theoretical framework to categorize the uncertainty in LCA

There are many ways of classifying uncertainty depending on the authors. Heijungs and Huijbregts in 2004 showed that from 1989 and 2001 several

authors introduced more than twenty types of uncertainty. Now, the most unanimously recognised classification of uncertainty is suggested by US Environmental Protection Agency (EPA, 1989): it considers the presence of three main types of uncertainties: (a) parameter uncertainty; (b) model uncertainty; and (c) scenario uncertainty. An example of this approach to the uncertainty is in *Clavreul et al. (2012)*, who classified uncertainty in parameter, model and scenario uncertainty and presented the sources of uncertainty specifically inherent to waste-LCA studies.

2.1 Parameter uncertainty

Parameter uncertainty reflects our incomplete knowledge about the true value of a parameter (*Huijbregts et al., 2003*) and it concerns the uncertainty on the process input data, environmental emissions and technological characteristics. Coherently with *Lloyd and Ries (2007)* we can summarize three types of parameter uncertainty: parameters may be difficult to measure precisely (imprecise measurements), precise values may be unavailable (lack of data/measurements), and measures may be unrepresentative of parameters (incomplete or outdated data). Parameters may only be based on expert estimations or assumptions or, also, they can be inherently variable and random, that is, not maintain a single value over time. Several procedures have been developed to estimate the inaccuracy of inventory data, both qualitatively and quantitatively, and its effect on LCA outcomes in order to improve their reliability. Some of these procedures require the knowledge of uncertainty distributions and correlation between parameters or uncertainty ranges of input and output of specific processes.

2.2 Model uncertainty

Model uncertainty is the uncertainty related to simplifications of aspects of the reality that cannot be modelled within the LCA structure (*Bjorklund, 2002*). Assumptions, together with simplifications, lead to uncertainty concerning the validity of the model predictions. We can assert that models add uncertainty because of the structure and mathematical relationships in the models. If a model suffers from large model uncertainties, the results of a parameter uncertainty analysis may be misleading (*Sonnemann et al., 2003*). Important model uncertainties are spatial and temporal characteristics that are generally lost by the aggregation of emissions in the inventory analysis. Models may not capture exact cause-and-effect mechanisms, there may be unknown interactions among model parameters or a lack of knowledge about the functioning of the system being studied.

2.3 Scenario uncertainty

Scenario uncertainty is the uncertainty related to choices that are unavoidable in LCAs. A typical example of a choice that an LCA practitioner has to do in life cycle assessment is the one of the functional unit, system boundaries and the type of allocation rule of impacts for multi-output processes, multi-waste processes and open-loop recycling. Other choices could concern the assessment of future situations like the fate and disposal of long-life products.

Very often, there is not one single correct choice and uncertainty arises from these decisions because different choices can generate different LCA outcomes (Huijbregts *et al.*, 2003). Due to the discrete nature of the choice-related uncertainties, these are not described by a continuous statistical distribution but rather modelled as separate settings for the LCA, e.g. as distinct scenarios (EC, 2010). Significant choices having the potential to strongly influence the precision of the final results of the LCA have to be identified in a different way than the other contributors: by running the different possible choices as scenarios and comparing the scenario results (Lloyd and Ries, 2007). However, it is very important to not confuse the analysis of two different scenarios, consisting in the check of how the change of a choice or of a parameter value influences LCA results and equal in practice to a sensitivity analysis, with the scenario uncertainty analysis. Indeed, the main difference between uncertainty and sensitivity concerns the probabilistic dimension, that is present in the uncertainty analysis; on the contrary, the sensitivity analysis refers to deterministic information, that are assumed as true. It is possible to consider both the uncertainty of the sensitivity analysis, for example estimating the uncertainty variation in the final results that is caused by choice-related differences.

3. Research methodology

This research, based on a literature survey, investigates the current situation on the adoption of uncertainty analysis in LCA studies published in the IJLCA. To conduct a systematic survey, the first methodological choice concerns the method adopted to search and classify the papers. Coherently with the USEPA model (EPA, 1989), as summarized in previous section 2, we have considered the main three sources of uncertainty to classify the papers: uncertainty parameters, scenarios and models. LCA studies and articles were identified by searching in a scientific database, Springer Link (link.springer.com), and were acquired from a unique source, the IJLCA, in a period of release from January 2010 to December 2016. The terms entered in the search bar were "uncertainty" and "uncertainty analysis" and have produced the finding of roughly 1130 publications, ordered by relevance.

A brief review of each identified publication was conducted in order to determine if and in which part of the article the search terms appeared. This cursory review was useful also to understand whether or not discussions of uncertainty figured prominently in the presentation of the results, if uncertainty was only acknowledged or only mentioned but not taken effectively into account. In the following step, the articles selected were reviewed in detail and each study examined using the following set of questions: (i) In which year was the paper published? (ii) Was uncertainty analysis effectively performed and reported in the paper? (iii) What type of uncertainty was evaluated? Parameter, scenario or model uncertainty? (iv) What methods were used for uncertainty analysis?

4. Results and discussion

At the end of the first selection procedure, 100 studies published were identified addressing the uncertainty issue in LCA and useful in order to reach the goal of the study. All these articles show evidences that indicate awareness and interest towards uncertainty issue in LCAs.

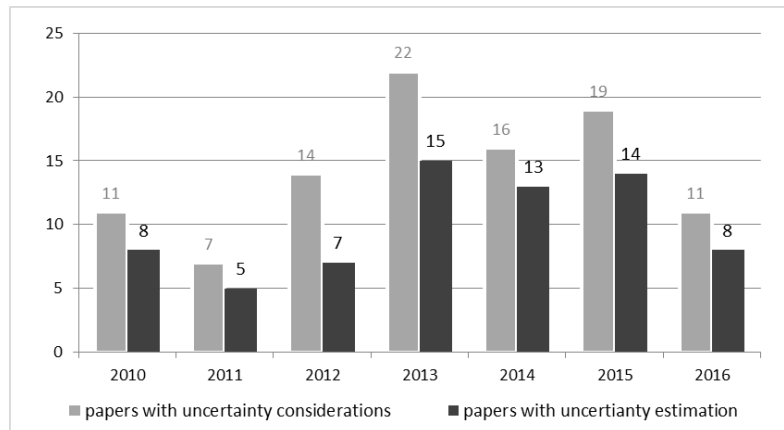


Figure 1: Papers published in IJLCA from 2010 and 2016 with uncertainty analysis.

Despite the first cursory review, 30 papers do not carried out an uncertainty analysis of any kind. In these papers uncertainty was only nominated and authors, even if they are aware of the presence of numerous uncertainties and know their importance for the interpretation of the results of an LCAs study, neglected the performance of an uncertainty analysis. Moreover, in some limited cases there was also a wrong use of the terms, with sensitivity analysis wrongly named and exchanged for an uncertainty analysis. Figure 1 represents the annual distribution of LCA studies that discussed on the uncertainty (grey bars), and that conducted an uncertainty analysis (black bars).

4.1 Discussion about the type of uncertainty evaluated

The first thing that was examined was the type of uncertainty evaluated in each study, reminding that uncertainty was categorised in section 2, as parameter, scenario and model uncertainty.

Figure 2 shows that the great majority of the authors take into account the parameter uncertainty. Therefore, this survey reflects the expectations. Parameter uncertainty is the type of uncertainty most frequently addressed. Causes can be of different nature. It could be because parameter uncertainty is the most easily computable form of uncertainty due to the existence of methods implemented in the software present on the market (e.g SimaPro). Maybe it is the most commonly recognized form of uncertainty by LCAs practitioners. Another reason could be the greater clarity in which it is treated in guidance, standards and previous studies or also the greater availability of data for the characterization of this kind of uncertainty. For example, the use of databases (e.g Ecoinvent) in which input data are characterized in terms of distribution and

variances may facilitate the performing of a parameter uncertainty when low information about data are known.

It is also evident that very few papers analyse the effects of other types of uncertainty, as scenario uncertainty and model uncertainty. In fact, LCA practitioners usually opt to show the influence of different allocation methods, boundary choice or of waste-handling scenarios on LCA results through a sensitivity analysis.

A further and interesting investigation can be done instead on the kind of parameters, models, and scenarios that are more often studied when a parameter uncertainty analysis is carried out. *Figure 3* synthesizes this investigation. Concerning the uncertainty of parameters, 66% of the papers focused on the calculation of the uncertainty associated with impact assessment results. This result can be explained with the low effort necessary for the calculation of this particular form of uncertainty due to the existence of methods implemented in the software. However, there is also a lightweight interest about this topic, with the proposal of new and different methods concerning the propagation of uncertainties towards final outcome. Interest that comes to light also for the estimation of uncertainty of input data (23% of the cases) that was approached by authors in several ways.

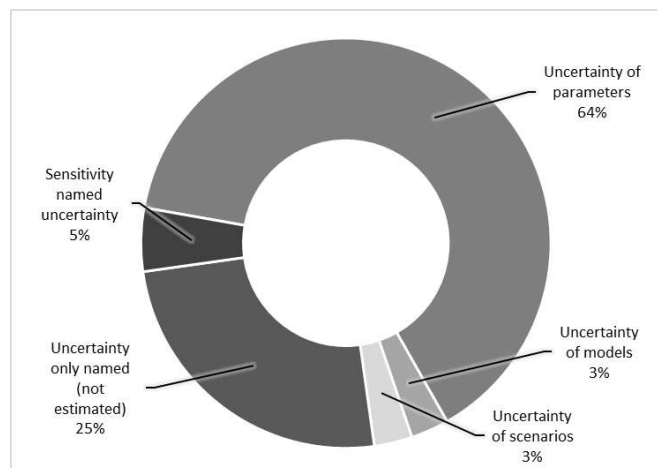


Figure 2: Type of uncertainty analysis estimated in the LCA studies.

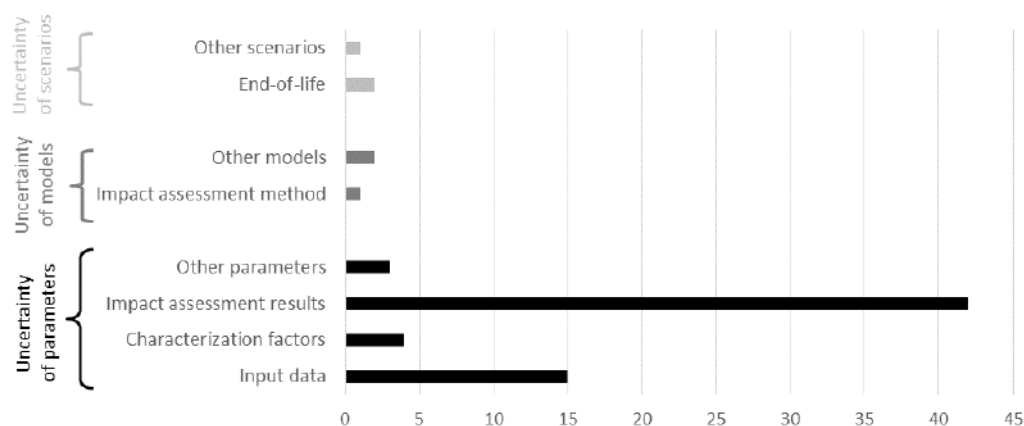


Figure 3: Type of parameters, models, and scenarios uncertainty estimated in the LCA studies.

4.2 Discussion about uncertainty evaluation methods

Now we want to discuss about the methods that have been used for the evaluation of the different kind of uncertainty. Several well-understood and generally accepted methods were used to estimate the uncertainty propagation in the final impact assessment results. As shown in Figure 4, first of all Monte Carlo is the method most applied, in more than 50% of studies. The second one is the Pedigree Matrix, followed by the Geometric standard deviation and similar statistic indices. Only few authors adopted the Taylor series expansion method and the Fuzzy propagation model.

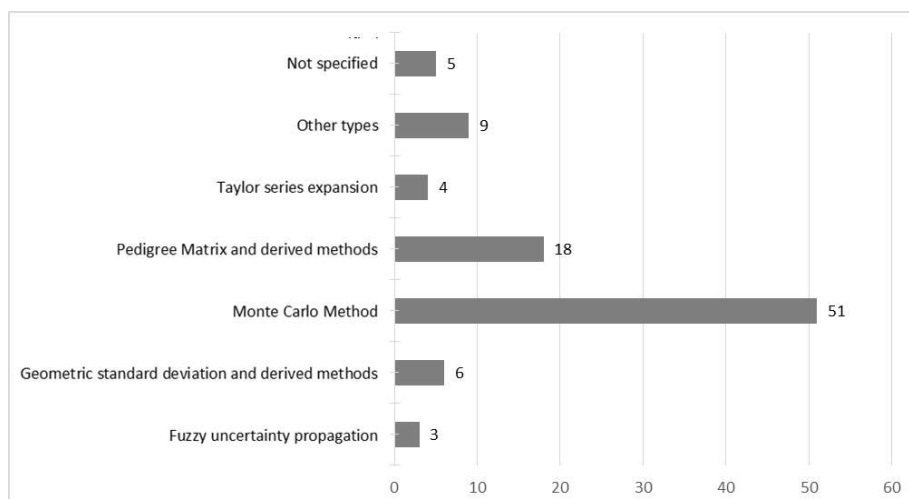


Figure 4: Methods adopted to estimate the uncertainty in the papers analyzed

5. Conclusions

Until the previous decade LCA practitioners lacked systematic approaches for determination of data quality and uncertainty assessments. Therefore, the uncertainty analysis procedure was generally not applied by practitioners and considered not of primary importance.

Now, through a literature review, concerning the papers published in IJLCA from 2010 and 2016, we can affirm that the interest of authors in the uncertainty analysis has recently increased, especially related to the estimation of parameters' uncertainty. Primarily, the interest in LCA studies concerns the estimation of uncertainty related to the impact assessment results, and the more frequently used statistical method to estimate the uncertainty is the Monte Carlo technique. The main reason that justifies these results, probably, is related to the uncertainty analyses included in the LCA software (e.g SimaPro). However, LCA studies that address the uncertainty estimation in terms of models and scenarios are still rare.

Therefore, we can confirm the conclusions drawn few years ago through surveys similar to ours: the uncertainty analysis is still a topic of great interest in the international scientific community. It will be possible to make significant contributions to the interpretation of the results of the LCA studies especially with reference to the uncertainty linked to the valuation methods and the assumed end of life scenarios.

6. References

- Bjorklund, AE, 2002. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 7 (2), 64-72.
- Clavreul, J, Guyonnet, D, Christensen, D, 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manage.* 32, 2482-2495.
- EC, 2010. ILCD handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. European Commission, Joint Research Centre, Ispra (VA).
- EPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. 1. Human Health Evaluation Manual Part A. EPA/540/1-89/002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC.
- Gregory, JR, Montalbo, TM, Kirchain, RE, 2013. Analyzing uncertainty in a comparative life cycle assessment of hand drying systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1605-1617.
- Heijungs, R, Huijbregts, MAJ, 2004. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. *International Congress on Environmental Modelling and Software.* 197. <http://scholarsarchive.byu.edu/iemssconference/2004/all/197>.
- Huijbregts, MAJ, Gilijamse, W, Ragas, MJ, Reijnders, L, 2003. Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment. A case study comparing two insulation options for a dutch one-family dwelling. *Environ. Sci. Technol.* 37 (11), 2600-2608.
- ISO, 2006a. ISO 14040:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework, International Organization for Standardization (ISO), Geneva.
- ISO, 2006b. ISO 14044:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines, International Organization for Standardization (ISO), Geneva.
- Lanzuela, NE, Sanchís, FJR, Señor, AR, Polo, GC, Vidal, AP, Pellicer, NS, 2014. Uncertainty analysis in the environmental assessment of an integrated management system for restaurant and catering waste in Spain. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 244-262.
- Lloyd, SM, Ries, R, 2007. Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in Life-Cycle Assessment: A survey of quantitative approaches. *J. Ind. Ecol.* 11 (1), 161-179.

Ross, S, Evans, D, Webber, M, 2002. How LCA studies deal with uncertainty. *Int. J. Life Cycle Assess.* 7 (1), 47-52.

Sonnemann, GW, Schuhmacher, M, Castells, F, 2003. Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *J. Clean. Prod.* 11, 279–292.

Tannert, C, Elvers, HD, Jandrig, B, 2007. The ethics of uncertainty. In the light of possible dangers, research becomes a moral duty. *EMBO Rep.* 8(10), 892–896.

Toniolo, S, Mazzi, A, Garato, VG, Aguiari, F, Scipioni, A, 2014. Assessing the “design paradox” with life cycle assessment: A case study of a municipal solid waste incineration plant. *Resour. Conserv. Recy.* 91, 109-116.

Social Life Cycle Assessment of a textile product

Paola Lenzo^{1*}, Marzia Traverso², Roberta Salomone³, Giuseppe Ioppolo³

¹University of Messina, Ph.D. XXIX Cycle, in Economics, Management and Statistics, Italy

²Chair of Sustainability System and Sustainability Models in Civil Engineering, RWTH Aachen

³University of Messina, Department of Economics, P.zza Pugliatti n.1, 98122 Messina, Italy

Email*: plenzo@unime.it

Abstract

This study presents an application of the Social Life Cycle Assessment (S-LCA) method to a textile product according to the guideline of social life cycle assessment of UNEP/SETAC. The functional unit of the study is a cape knitted in a soft blend of wool and cashmere produced by a textile company located in Sicily (Italy). The system boundaries of the study include the phases of the life cycle from raw materials production, throughout tissue/accessories production to the manufacturing process of the product itself at San Lorenzo Group. Background and foreground processes are taken into account using primary data and secondary data. The primary data have been gathered using questionnaires prepared for the focused stakeholder, while the secondary data have been identified using the Social Hotspot Database. Among the five stakeholders provided by S-LCA Guidelines, two have been taken in consideration (workers and local communities), as the ones who can better represent the company's value. The final results of this study are used to assess the main social performances related to a specific Italian textile product in order to consider the various social values of the product manufactured in a company that has a strong link with the territory.

1. Introduction

The textile industry is strategic for the “made in Italy”, representing a productive sector of huge importance for the economy of the country. The latest data from the Italian Fashion System (SMI) reports on a turnover of €52 billion (+1.8%) in 2016. At the same time, the textile industry has a complex supply chain, with raw material often produced in Asian countries where the labour conditions do not necessarily conform to ILO conventions. This complexity of the textile and clothing industry has made it difficult to assess the social issues along this supply chain. In this context, sustainability is a topic providing endless inputs for reflection. Indeed, following the example of other sectors, the textile and fashion industry is also addressing the issue of sustainability, in particular social aspects. For this reason, given the incidence of the problem, the importance of the textile industry in Italy, and the lack of studies on the application of the S-LCA in this specific sector, the S-LCA method was applied to a selected product of a textile factory, the “San Lorenzo Group”, located in San Marco d’Alunzio, Messina (Italy). The choice was not random, indeed in Sicilian companies (Italy) social assessment and reporting is still an uncommon business practice. Unfortunately, few fashion companies realise the many benefits (especially economic) that would derive from the application of S-LCA, but interest in these risk-avoidance topics is growing. Indeed, the study aims to highlight the potential of the S-LCA

method for grasping the social aspects of a product manufactured in a company that has a strong link with the territory.

2. Methodology

The reference framework for the study is defined by the Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, which reflects the structure of the standardized Life Cycle Assessment method. The S-LCA here presented assesses the social performance of a selected textile product by adopting, for the characterization phase, the SAM method (Subcategory Assessment Method). The reference points for the implementation of SAM method are defined on the basis of norms and of the socio-economic and geographic context.

2.1. Goal and scope definition

The goal of this study is to assess the main positive and negative social impacts related to a specific Italian textile product in order to consider the various social values of the product manufactured in a company that has a strong link with the territory. The functional unit of the study is an order for a garment (consisting of 495 capes), knitted in a soft blend of wool and cashmere (60% wool and 40% cashmere). The whole manufacturing process of the garment was carried out from August 2016 to October 2016. Considering the numerous orders that the company receives from its customers, this garment has been randomly chosen by the authors in order to represent general manufacture of the company. The product analysed contains characteristics common to almost all the products manufactured within the San Lorenzo Group and it involves all the process units of the company (cutting, ironing, etc.), common to almost all the products manufactured within the San Lorenzo Group. The raw materials (fabrics and accessories) are the only elements that differentiate one garment from another; in fact, the risk analysis was carried out taking into account the countries of origin of the fabrics and accessories of the selected garment. In the present study, attention is focused on two of the stakeholder categories of the five suggested by the S-LCA Guidelines: “Workers” (actors directly involved in the production of the functional unit), and “Local community” (people living in the same territory where the San Lorenzo Group is located who are somehow affected in their role as users of local resources). The choice of focusing on these stakeholders has been made because the aim of the study is to grasp the social aspects of a product manufactured in a company that has a strong link with the territory and workers and local community are the main stakeholders that may reflect this issue. Indeed, the company operates in a non-simple area: San Marco d'Alunzio is a small mountain village, situated in the Nebrodi mountains, that does not have the necessary infrastructure to host an industrial context and it is strongly influenced by the emigration of young people. Regarding the boundaries of the system, the life cycle phases include, from cradle to gate, the stages of production of the raw materials, the production of fabrics and accessories, and the production process of the San Lorenzo Group for the manufacturing of the object of the study.

2.2. Inventory Analysis

Data collection includes both primary (at company level – local processes) and secondary data (at country-specific sector level – global and national processes).

For the foreground processes primary data was gathered through questionnaires specifically designed for each stakeholder group and structured with questions focused on evaluating each impact category. Three different questionnaires have been used: a) Company questionnaire, b) Workers' questionnaire, and c) Local Community questionnaire. The three questionnaires principally allow a triangulation of data received.

The Company questionnaire has been directly completed by the Human Resources Manager. The questionnaire consisted of 89 questions specifically aimed at evaluating the inventory data of each sub-category examined. It has been entirely completed.

The Workers' questionnaire has been submitted and completed, through direct interview, to all the company employees directly involved with the manufacturing of the functional unit. These 43 employees are 20 men and 23 women, of whom 12 people are aged between 18 and 30, 15 people are aged between 30 and 45, 12 people are aged between 46 and 55, and only 3 people are more than 55; one worker did not answer to this question. These respondents represent 20.8% of the total number of the company's employees, and approximately reflect the gender structure of the company's employees.

The community questionnaire has been submitted and completed directly by a sample of local citizens and institutions, through direct interview, in order to check problems/benefits arising for the social and economic connection characterising the local community and the company. Two questionnaires have been prepared in this case: one for the company, completed by the head of human resources, the other by several representatives of the local community for triangulation purposes. The sample includes all the people that are somehow affected by the presence of the company on the territory: the mayor, opposition councillors, the priest and a representation of 23 citizens of San Marco d'Alunzio.

Results of the social subcategories investigated are shown in Table 3, with the SAM method. For background processes, secondary data were gathered through the Social Hotspots Database (SHDB), with country-specific sector aggregation level, for which five Social Impact Categories have been assessed: Labour Rights and Decent Work, Health & Safety, Human Rights, Governance and Community Impacts. The primary data gathering has been carried out in strong synergy with the San Lorenzo Group; the only problem was obtaining data and information from the customer that commissioned the garment from the San Lorenzo Group. Some assumptions have been made in reference to the place of production of certain commodities (wool and metal buttons). Consequently, the countries of production of raw materials are assumed to be: Mongolia (for cashmere); Italy (for wool and metal buttons); Germany (for wire).

3. Results and Discussion

Analysing the results obtained at company level (Table 1), it can be said that the San Lorenzo Group, for the analysed product, tries to have a positive impact on the company's environment focusing on the security, the integration and the sociality aspects. The results related to the analysed product highlight that the

San Lorenzo Group is a socially responsible company, which takes into account the expectations of its workers, assuming an attitude inclined to meet their needs (in terms of safety, pay and career). In respect the functional unit, it has adopted appropriate policies to develop and to consider staff as a component of its competitive advantage. Thanks to these policies, the company has a qualified, engaged and committed staff, with all the advantages that derive from this. For manufacture of the product object of the study, the San Lorenzo Group embarked on a path of social responsibility, establishing a strong relationship with its employees and the territory. For example, the company hires home workers, thus making it possible for older workers or people who are not able to move to maintain their economic independence, carrying on the tradition of “double-face” needlework. In addition, results highlighted that the workers do not perceive their work activity as dangerous. Indeed, no accidents have been recorded in the past five years, as a consequence the company seems to apply all the measures related to health and safety. Moreover, the company implements a policy in favour of the local community; during the year, the company sponsors events organized by the municipality. The company promotes and finances cultural and artistic events such as making charitable collections, making a financial contribution to the restructuring of some churches located in San Marco d'Alunzio. Beyond these situations, it should be highlighted that the mere fact of being a company that carries out a particular type of hand processing, double-face, is already a factor in promoting the cultural heritage. This has allowed new generations to learn a precise art of sewing, which was in danger of being abandoned. The San Lorenzo Group also contributes to the promotion of cultural heritage in neighbouring villages, indeed it has helped to create the Museum of the Sicilian Costume and Fashion at Mirto (ME), and attended a conference aimed at enhancing the traditions and the revival of the textile industry in the Nebrodi, at Sant'Agata di Militello (ME). Finally, the company provides its employees with a company canteen, company nursery and various corporate buses for transporting employees from neighbouring towns. In addition, for workers residing in San Marco d'Alunzio, the San Lorenzo Group offers literacy courses and Italian language lessons for non-Italian employees, in order to create real integration among employees not only in the factory but also in the community in which they live. In support of this, every Wednesday, the parish priest of San Marco d'Alunzio gives foreign employees of the San Lorenzo Group the chance to hold Orthodox celebrations. All these aspects reflect the A and B levels assigned to most of the sub-categories and the only point in which the company obtained a "C" concerns “Freedom of Association and Collective Bargaining”. Indeed, since membership of labour unions by workers is free, it cannot be said that the company evades the law; the abstention by workers is probably due to the fact that they do not feel the need to join the labour union since they already feel protected and respected by the company.

The analysis of the questionnaires highlights the lack of proactive action against suppliers and other players in the value chain of the San Lorenzo Group. For this reason, it has been thought an evaluation of the supply chain stages in the country-specific sector (background processes) of the object of the study should

be carried out. For the background processes, secondary data have been gathered through the SHDB system in order to identify a first-cut list of prioritised potential social impacts over the entire product category supply chain. The SHDB Social Theme Tables list indicator data and qualitative information characterised according to the level of risk (low, medium, high, and very high). Sector data is not applicable or available for all indicators but is used when relevant and accessible, like for child labour and wage rates. The textile industry in Italy may generate moderate social impacts in the supply chain. Table 2 shows the average weighted risk across all issues for each theme within the category: Low risks are weighted at 0, Medium at 1, High at 5, and Very High at 10. The CSS of interest are the country of production of raw materials. According to the sources considered, table 2 indicates the issues with very high risk at the country level in the countries involved. In most cases, the differences range within different levels (e.g. from low to very high). The cashmere sector appears to be the most relevant sector along the supply chain for this textile product. A difficulty is identified for Working Time in Mongolia: the indicator is not available. Regarding 'working time', the risk value is higher for Italy and Germany because we must consider that countries having a better counting and reporting system are penalised when they are compared with emerging countries. In recent years, in Mongolia the textile industry has contributed to the growth of the economy: Mongolia has thus become the third cashmere producer in the world, with a total world share of 30%. In general, in Mongolia some of the themes for the various categories are at the medium level. However, the results still show various "hot" social problems, such as: Access to Improved Sanitation (5,000); Legal System (7,000); Corruption (5,002); Occupational Toxics & Hazards (5,278); Access to Improved Sanitation (5,000) and especially Child Labour is a very important social problem (7,500). Despite Mongolia being one of the emerging countries, in the small rural communities everybody lends a hand in the management of the family and cattle. Hence, for most children it is almost impossible to receive a complete education. Consequently, this situation has created a major social disease, child labour, despite it being expressly forbidden. On the other hand, in Italy and Germany, the results for all stakeholders do not appear to have a uniform trend for different subcategories. Germany (Wire) is the country with social problems at low levels. In Italy both the Metal product and Wool sectors have various difficulties at the Governance level and Health and Safety level. Corruption seems to be a particularly chronic problem in Italian society. Corruption not only creates injustice, but also severely damages the country's economic life; Italians should regain the values of responsibility and respect for the rules.

Table 1: Evaluations at company level- method SAM.

Stakeholders	Subcategory	Level	Assessment	Results
Worker	Freedom of Association and Collective Bargaining	C	2	There are no workers associated with a union, as defined by the ILO Convention n. 87 "Convention on Freedom of Association and Protection of the Right to Organise, 1948".
	Child Labour	B	3	During data collection, no participation of workers under 15 years of age was detected, as defined by the ILO Convention n. 138, "Minimum Age Convention, 1973".
	Working Hours	B	3	Workers work an average of 48 hours a week, thus 8 hours per day, as indicated by ILO Convention n. 1 and n. 30 "Convention on hours of work in the C1 industrial companies", of October 28 1919.
	Forced Labour	B	3	During data collection, no Forced Labour situation within the Company was highlighted. Therefore, the company respects and applies ILO Convention n. 29 on Forced Labour, 1930 and n. 105 concerning the abolition of Forced Labour, 1957 .
	Equal Opportunities/ Discrimination	A	4	The organization claims to have a management system to prevent discrimination by promoting equal opportunities among all employees, according to ILO Convention n. 100 "Equality of pay, 1951," and n. 111 "Discrimination (Employment and Occupation), 1958". Since 2015, the San Lorenzo Group has organized, at its office, Italian language and culture courses with the cooperation of the "G. Marconi" School of Sant'Agata di Militello (ME). The objective of the initiative is to integrate not only within the company but also within the local community.
	Fair Wages	B	3	The organization pays wages to a worker base equal to the minimum wage in the region where the company operates (Sicily), as provided for by the national collective labour contract for employees of textile and industrial companies.
	Health and Safety	A	4	The organization not only respects the national law on health and safety, but it does provide, at his expense, an additional health coverage to older employees and their families.
	Social and Social Security Benefits	A	4	The company, primarily, meets the requirements of social and safety benefits such as old age, holidays, maternity leave, sick leave, disability, the right to study, etc., in accordance with ILO Conventions and articles of the Italian Constitution (4, 32, 35, 41). Above all, the company provides its employees with the company canteen, the company nursery and various corporate buses for transporting employees from neighbouring villages.
Local Community	Commitment To Local Communities	B	3	The company actively participates in and is committed to the promotion and development of local communities.
	Cultural Heritage	A	4	During data collection this was identified as a real and substantial commitment of the company. Indeed the company participates personally and organizes various cultural events during the year. Moreover, on several occasions, the company has contributed to the promotion and protection of monuments in San Marco d'Alunzio: www.98zero.com/79464-convegno-rilancio-del-settore-tessile-sui-nebrodi.html
	Local Employment	B	3	The company has the propensity to take on local workers.
	Access to Intangible Resources	A	4	The company offers various services to foreign employees living in San Marco d'Alunzio: The Technical Economic and Technological Institute (I.T.E.T.) "Giuseppe Tomasi di Lampedusa" of Sant'Agata di Militello (ME) has signed an agreement for the performance of school-work experience projects with the company "San Lorenzo Group". The beneficiaries will be the students on a new course of study, "Systems and Fashion", the only such course in the province of Messina. This allows students to carry out weekly guided tours and internships in laboratories in the company's headquarters in San Marco d'Alunzio. An initiative for the education of members of the community with the purpose of sharing information and knowledge: www.itcgsantagata.gov.it

Table 2: Characterised results- Method SHDB.

Theme	Characterized Issue	Country-specific sector	Risk Value	Characterized Results
Labour rights& Decent work				
Working Time	Risk of excessive working time by sector	Mongolia	No data	No Data
		Italy (wool)	1,000	Medium
		Italy (Metal production)	1,000	Medium
		Germany (wire)	1,000	Medium
Freedom of association and collective bargaining	Risk that a country lacks or does not enforce Freedom of Association rights	Mongolia	5,333	High
		Italy (wool)	1,000	Medium
		Italy (Metal production)	1,000	Medium
		Germany (wire)	1,000	Medium
Labour Laws	Risk that country does not provide adequate labour laws	Mongolia	5,202	High
		Italy (wool)	0,753	Low
		Italy (Metal production)	0,505	Low
		Germany (wire)	0,505	Low
Child labour	Risk of Child Labour in sector, Total	Mongolia	7,500	Very High
		Italy (wool)	No data	No Data
		Italy (Metal production)	No data	No Data
		Germany (wire)	No data	No Data
Forced Labour	Risk of Forced Labour by Sector	Mongolia	1,000	Medium
		Italy (wool)	0,258	Low
		Italy (Metal production)	0,258	Low
		Germany (wire)	0,258	Low
Health and Safety				
Occupational Injuries & Deaths	Risk of no access to an Improved Source of Drinking Water-total	Mongolia	2,000	Medium
		Italy (wool)	7,750	High
		Italy (Metal production)	5,500	High
		Germany (wire)	0,010	Low
OccupationalToxics&Hazards	Risk of loss of life years by airborne particulates in occupation	Mongolia	5,278	High
		Italy (wool)	2,448	Medium
		Italy (Metal production)	2,448	Medium
		Germany (wire)	2,448	Medium
Human Rights				
Gender Equity	Risk of Gender inequality by Sector based on	Mongolia	1,571	Low
		Italy (wool)	1,006	Low
		Italy (Metal production)	1,006	Low

	representation in the workforce	Germany (wire)	0,151	Low
Human Health Communicable Diseases	Risk of Mortality from Communicable Diseases	Mongolia	1,140	Medium
		Italy (wool)	1,805	Medium
		Italy (Metal production)	1,805	Medium
		Germany (wire)	0,741	Low
Human Health Non communicable Diseases and other health risks	Risk of Mortality from Non-communicable Diseases	Mongolia	3,753	Medium
		Italy (wool)	0,334	Low
		Italy (Metal production)	0,334	Low
		Germany (wire)	0,741	Low
Indigenous Rights	Risk that indigenous people are negatively impacted at sector	Mongolia	2,600	Medium
		Italy (wool)	No Evidence	Low
		Italy (Metal buttons)	No Evidence	Low
		Germany (wire)	No Evidence	Low
Governance				
Corruption	Risk that corruption is a hindrance to doing business in a country	Mongolia	5,002	High
		Italy (wool)	3,402	Medium
		Italy (Metal production)	3,402	Medium
		Germany (wire)	0,010	Low
Legal System	Overall Risk of fragility in the legal system	Mongolia	7,000	High
		Italy (wool)	1,800	Medium
		Italy (Metal production)	1,800	Medium
		Germany (wire)	0,406	Low
Local Community				
Access to Improved Sanitation	Risk of no access to an Improved Source of Sanitation	Mongolia	5,000	High
		Italy (wool)	No data	No Data
		Italy (Metal production)	No data	No Data
		Germany (wire)	No data	No Data
Access to Improved Drinking Water	Risk of no access to an Improved Source of Drinking Water-total	Mongolia	3,337	Medium
		Italy (wool)	No data	No Data
		Italy (Metal production)	No data	No Data
		Germany (wire)	No data	No Data
Access to Hospital Beds		Mongolia	No data	No Data
		Italy (wool)	1,000	Low

	Risk that there are too few hospital beds to support population	Italy (Metal production)	1,000	Low
		Germany (wire)	0,010	Low

4. Conclusion

This study shows the initial results of an ongoing research that aims to implement S-LCA in the Italian textile sector. Some limitations affect the results, e.g.: only 2 stakeholder categories are considered, system boundaries are limited to "cradle to the gate", for raw materials production secondary data has been used. The product object of the study has been selected by the authors in order to represent the general manufacture of the company, thus trying to extend the evaluation of social performance of the product to the whole social behavior of the San Lorenzo Group, but future research should include the extension of the assessment to other products. Finally, the company-level and the country-specific level have been evaluated and discussed separately, but an approach for the aggregation of the evaluation should be further investigated. Anyhow the present research allows designing a picture of the social performance of the product at company-level (thus highlighting the social behaviour of company within the territory) and at country-specific level, confirming the role of S-LCA in grasping social information useful to guide decision-making and to promote projects and sustainability pathways.

5. References

- Benoit-Norris, C, AulisioCavan, D, Norris, G, 2012. Identifying Social Impacts in Product Supply Chains: Overview and Application of the Social Hotspot Database, Sustainability, 1946-1965.
- Ciroth, A, Duyan, Ö, 2013. Social Hot Spots Database in open LCA. *Open LCA*.
- Contratto Collettivo Nazionale Di Lavoro per i Dipendenti Da Aziende Artigiane Tessili Ed Affini.
- De Luca, Al, Iofrida, N, Strano, A, Falcone, G, Gulisano, G, 2014. Social Life Cycle Assessment And Participatory Approaches: A Methodological Proposal Applied To Citrus Farming In Southern Italy, Integrated Environmental Assessment and Management.
- Department of Labor's. Findings on the worst forms of child labor. Available online: <https://www.dol.gov/sites/default/files/documents/ilab/reports/childlabor/findings/2015TDA.pdf>
- Gazzetta Ufficiale n. 101/2008. Available online: www.lavoro.gov.it.
- Il Sole 24 Ore. Tessile-abbigliamento a due velocità. Available online: <http://www.ilssole24ore.com/art/impresa-e-territori/2017-01-02/tessile-abbigliamento-due-velocita-160824.shtml?uuid=ADNf3hOC>
- International Labor Organisation (Ilo). Available Online: [Http://Www.Laborsta.Ilo.Org](http://Www.Laborsta.Ilo.Org).
- Lee, Y, Lo, H, Enkhtuvshin, E, 2010. A Study of Value Delivery System in Mongolian Cashmere Industry: From Brand Equity Perspective. *Int. J. Reliab. Qual. Performance*, 2, 107–118
- Martínez-Blanco, J, Lehmann, A, Muñoz, P, Antón, A, Traverso, M, Rieradevall, J, Finkbeiner, M, 2014. Application challenges for the social Life Cycle Assessment offertilizers within life cycle sustainability assessment, *Journal Cleaner Production*.
- Norris, GA, Benoit-Norris, C. The Social Hotspots Database Context of the SHDB. In *The Sustainability Practitioner's Guide to Social Analysis and Assessment*, Common Ground, Murray, J.; Mcbain, D.; Wiedmann, T, 52-73
- Sanchez Ramirez et al., 2014. Subcategory Assessment Method For Social Life Cycle Assessment. Part 1: Methodological Framework, *International Journal Life Cycle Assessment*, 19, 1515–1523.

Sanchez Ramirez, PK, Petti, L, Lie Ugaya, CM, 2012. What is sustainable technology? The role of life cycle-based methods in addressing the challenges of sustainability assessment of technologies Roma, Italy, 27 Sept. 2012; Subcategory Assessment Method (Sam) For S-Lca: Stakeholder "Worker" and "Consumer", 65-71.

The Global Risks Report 2017 12th Edition. Available online:
http://www3.weforum.org/docs/GRR17_Report_web.pdf

UNEP, Guidelines For Social Life Cycle Assessment Of Products. Available
online:http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPAguidelines_sLCA.pdf

Social Life Cycle Assessment per il settore lattiero caseario: focus sulla comunità locale

Ilaria Massa¹, Maria Claudia Lucchetti^{2*}, Gabriella Arcese³, Olimpia Martucci²

¹ Sapienza Università di Roma

² Università degli Studi Roma Tre

³ Università degli Studi di Bari Aldo Moro

Email*: mariaclaudia.lucchetti@uniroma3.it

Abstract

La realizzazione della sostenibilità globale avviene attraverso lo sviluppo della triple bottom line (dimensione ambientale, economica e sociale). Il modello SLCA, utilizzato per valutare gli aspetti sociali secondo l'approccio del ciclo di vita è il più debole tra gli strumenti basati sull'approccio del ciclo di vita e ancora poco applicato. Questo lavoro ha l'obiettivo di proporre un sistema consequenziale per l'analisi dell'inventario e si focalizza su una delle categorie di stakeholder meno indagate, la comunità locale. Sono riportati i risultati di un caso studio condotto sull'Azienda agricola Maccarese Caseario. Nell'illustrare i risultati ci si è focalizzati sulla comunità locale. Il metodo utilizzato consente, partendo dallo studio del settore, permetta di selezionare gli hotspot, confrontarli con i database internazionali e la letteratura grigia, aggregando e pesando del livello di site-specificity delle fonti.

1. Introduzione

La metodologia SLCA segue gli standard ISO 14040-44 disponibili per le analisi di LCA ambientale in mancanza di uno standard specifico.

Secondo i principi generali della linea guida (UNEP/SETAC, 2009), gli impatti sociali sono conseguenze di pressioni positive o negative sugli endpoint, mantenendo invariati il concetto di Sistema e i suoi confini e unità funzionale, cut-off e allocazione nonché le fasi dell'analisi (Arcese et al, 2016a). Essa individua cinque categorie di stakeholder: lavoratori, consumatori, comunità locale, società e attori della catena del valore. Inoltre, è introdotto il concetto di sotto-categoria di impatto come strumento per fornire elementi per definire gli indicatori di inventario relativi a ciascuna categoria di stakeholder e successivamente le schede metodologiche di riferimento (UNEP/SETAC, 2010; 2013).

Le sottocategorie di impatto descritte nelle schede redatte dall'UNEP/SETAC riguardano principalmente aspetti e violazioni di diritti fondamentali, e propongono sistemi di misurazione, applicabili quasi esclusivamente alle organizzazioni di grandi dimensioni (Sanchez Ramirez et al. 2014), operanti nel settore manifatturiero, che hanno la tendenza a de localizzare parte della loro produzione in Paesi in cui vige un sistema legale che non assicura un adeguato livello di protezione e garanzie di tutela (Arcese et al. 2016b).

Si riscontra un disavanzo nello sviluppo di strumenti di valutazione degli impatti positivi (Di Cesare et al. 2016) per i quali non si dispone di sottocategorie ad hoc. Anzi, è possibile affermare che le Methodological Sheets valutano quasi esclusivamente performance sociali generato dalla violazione dei bisogni alla base della Piramide di Maslow (Arcese et al. 2016c).

Infine, per ragioni legate ad una maggiore disponibilità di strumenti di analisi e di accessibilità ai dati, le sottocategorie di impatto relative ad alcuni stakeholder sono state scarsamente sviluppate. Nello specifico, si fa riferimento alle categorie Comunità Locale e Consumatori. Per quanto riguarda lo studio degli impatti sulla Comunità Locale, sarebbe necessario ampliare la sottocategoria denominata 'Patrimonio culturale' includendo la valutazione degli effetti bi-laterali generati dal rapporto tra organizzazione e territorio in cui questa opera, in particolare nel caso di settori per i quali l'esistenza di tale sinergia è vitale, come ad esempio il settore agro-alimentare o il settore turistico (Arcese et al. 2016c).

Il riconoscimento dei limiti sopracitati ha determinato la scelta dell'organizzazione oggetto del caso studio. Grazie alla collaborazione dell'Azienda Agricola Maccarese, tra le principali aziende produttrici di latte in Italia, è stato possibile analizzare un'impresa che ha contribuito a formare la Comunità che abita nell'area su cui sorge l'azienda stessa. Lo studio degli impatti sociali è stato condotto seguendo quanto previsto dai documenti di riferimento ed approfondendo lo studio degli impatti (di primo tipo) relativi alla categoria di stakeholder della Comunità Locale attingendo anche a quanto prodotto in letteratura da altri ricercatori in modo da testare le nuove soluzioni proposte e valutarne la fattibilità alla luce della imminente revisione delle Linee Guida.

2. Materiale e Metodi

L'obiettivo principale del presente studio è stato proporre un metodo consequenziale di analisi dell'inventario volto a integrare, sulla base del criterio della site-specificity, le informazioni utili all'individuazione degli hot spot del sistema in analisi. I risultati riportati sono relativi agli impatti sulla Comunità Locale al fine di verificare l'applicabilità del sistema proposto per una delle categorie di stakeholder meno indagate. Il sistema preso in analisi è mostrato nella seguente figura 1.

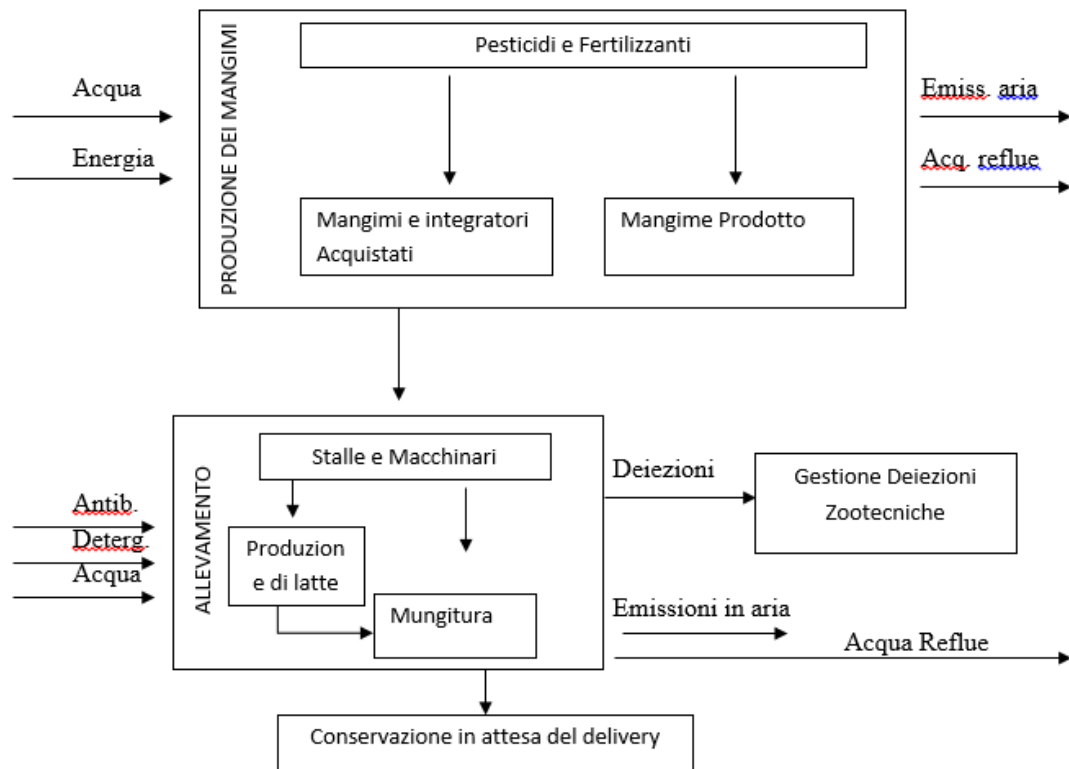


Figura 1: Sistema e confini dell'analisi (Lucchetti et al., 2016).

L'analisi svolta è di tipo *gate-to-gate* poiché, per la parte upstream, vi erano delle difficoltà nel reperimento dei dati relativi ai fornitori dislocati o in Nord Italia o all'estero; per la parte downstream, invece, ci si è limitati a rispettare un'esplicita richiesta dell'Azienda Maccaresse che, per motivi aziendali, ha preferito non coinvolgere il loro unico cliente.

Ai fini dello studio, le fasi del processo per la produzione giornaliera di latte sono state considerate composte dalle seguenti attività:

- Produzione di mangime: preparazione del terreno, irrigazione dei campi, semina, esecuzione di trattamenti per la prevenzione di infestazioni, e raccolta.
- Allevamento: gestione degli animali, dalle cure generali a quelle specifiche di assistenza al parto; nonché movimentazione dei bovini e mungitura.
- Gestione effluenti da allevamento: smaltimento dei rifiuti organici provenienti dai due processi a monte attraverso l'impiego nei due impianti a biogas.

Successivamente, gli hotspot e la relativa attribuzione del rispettivo livello di rischio di violazione (o opportunità di ottenere un beneficio) sono stati selezionati attraverso un procedimento che parte da un'analisi generale della letteratura scientifica internazionale, attraverso la quale sono stati individuati i principali aspetti critici che si riscontrano nella produzione di latte, alla raccolta dei dati a livello di sistema Italia utilizzando il SHDB (Social Hotspot Database) e la letteratura grigia disponibile. Infine, le informazioni fornite da ciascuna di queste fonti, le quali presentano livelli diversi di site-specificity. I dati provenienti da queste tre tipologie di fonti sono stati ricercati e catalogati secondo lo schema proposto nelle Methodological Sheets.

Infine, in una terza fase i dati sono stati aggregati e le informazioni sintetizzate in una scorecard in cui sono specificati, per ciascuna categoria di stakeholder, gli impatti che possono essere causati da organizzazioni operanti nel settore lattiero in Italia, specificando il possibile livello di rischio o opportunità, indicato attraverso la convenzione di una scala cromatica, che è stato dato in base alla possibilità che quel determinato impatto si verifichi nel sistema Paese oggetto dell'analisi, e il numero di soggetti che potrebbero essere inficiati (tabella 2).

Tabella 2: Hotspot del Settore Lattiero in Italia.

Stakeholders	Categorie di impatto	Definizione	Hotspot di Settore
Comunità Locale	Accesso alle risorse materiali	Impegno nel rispettare, proteggere, fornire o migliorare l'accesso della comunità alle risorse materiali o alle infrastrutture	
	Patrimonio culturale	Coinvolgimento in iniziative volte a preservare il patrimonio e il paesaggio naturale	
	Salute e Sicurezza	Inevitabilmente le attività agricole e di allevamento sono produttive di odori e polveri. Si valuta l'impegno dell'organizzazione nel ridurre al minimo il suo impatto sulla qualità della vita locale.	
	Impegno/coinvolgimento della comunità	Impegno per favorire lo sviluppo locale	
	Occupazione locale	Capacità nel contribuire direttamente o indirettamente all'occupazione locale.	

Il metodo di caratterizzazione adottato è il Subcategory Assessment Method (SAM) (Ramirez et al.2014), appartenente alla classe di modelli che basano la valutazione sull'analisi del frame work normativo e sulle caratteristiche socio-economiche del contesto di riferimento (Garrido et al. 2016).

Il SAM valuta le sottocategorie di impatto utilizzando una scala a quattro livelli:

Livello A: identifica un comportamento in grado di andare oltre la soddisfazione dei c.d. Basic Requirements (BR) e di adottare un comportamento proattivo, volto alla promozione e diffusione di buone pratiche lungo tutta la catena del valore. Questa definizione si basa su uno dei principi definiti dal Corporate Sustainability Forum alla Conferenza Rio+20 (2012), che identifica come comportamento socialmente responsabile le attività indirizzate al coinvolgimento degli stakeholder nell'impegno di promozione della sostenibilità

Livello B: a tale livello corrisponde l'adozione di pratiche conformi al rispetto dei BR. I BR sono stati fissati incrociando il set di indicatori presentati nelle Linee Guida con quanto stabilito negli accordi internazionali relativi a ciascuna tematica.

Livello C: è attribuito a quelle organizzazioni che non rispettano i BR. L'incapacità di promuovere azioni sociali è da attribuirsi principalmente al contesto in cui tali organizzazioni sono inserite. Operare in un contesto in cui le istituzioni (formali ed informali) non sono in grado di garantire il rispetto dei diritti fondamentali, o la situazione da un punto di vista socio-economico è particolarmente complessa, può rendere difficile persino il rispetto dei requisiti minimi.

Livello D: anche questo livello identifica il mancato rispetto dei BR. La differenza con il livello C è data dal contesto. In questo caso le organizzazioni si trovano in un contesto "positivo", vale a dire che non vi sono ostacoli strutturali o limiti congiunturali che giustifichino il mancato soddisfacimento dei BR.

Nella tabella 3 vengono riportati i fattori di conversione utilizzati per livello e punteggio assegnato come da modello SAM (Sanchez Ramirez et al. 2014).

3. Risultati e Discussione

Di seguito si riportano i risultati delle performance dell'Azienda Maccarese per la categoria Comunità Locale.

La relazione tra Azienda e territorio è produttiva di impatti positivi nell'ambito della tutela del patrimonio culturale locale sia naturale che storico. Dal punto di vista naturalistico, parte del territorio su cui sorge l'impresa è Oasi WWF, per tale ragione flora e fauna locale sono oggetto di particolare protezione. L'impresa è invece direttamente impegnata nella conservazione del patrimonio storico-artistico del borgo di Maccarese. Per la sottocategoria 'Coinvolgimento della Comunità', l'Azienda è attivamente impegnata nell'organizzare eventi gratuiti indirizzati ai cittadini, nonché ha promosso attività che coinvolgessero le scuole primarie locali.

L'impatto su 'Salute & Sicurezza' risulta essere ritenuto positivo grazie all'utilizzo dell'impianto biogas per lo smaltimento di parte dei rifiuti generati dal processo produttivo. Infine, la sottocategoria di impatto maggiormente critica è l'Accesso alle Risorse Materiali, poiché al di là di alcune misure per attuare un minimo miglioramento dell'efficienza energetica, l'impresa non ha implementato alcuna buona pratica per il riutilizzo delle risorse, né, aspetto ancor più importante in quanto costituisce un hotspot di settore, alcun sistema per minimizzare l'impiego d'acqua e rendere possibile il suo riutilizzo (Figura 2).

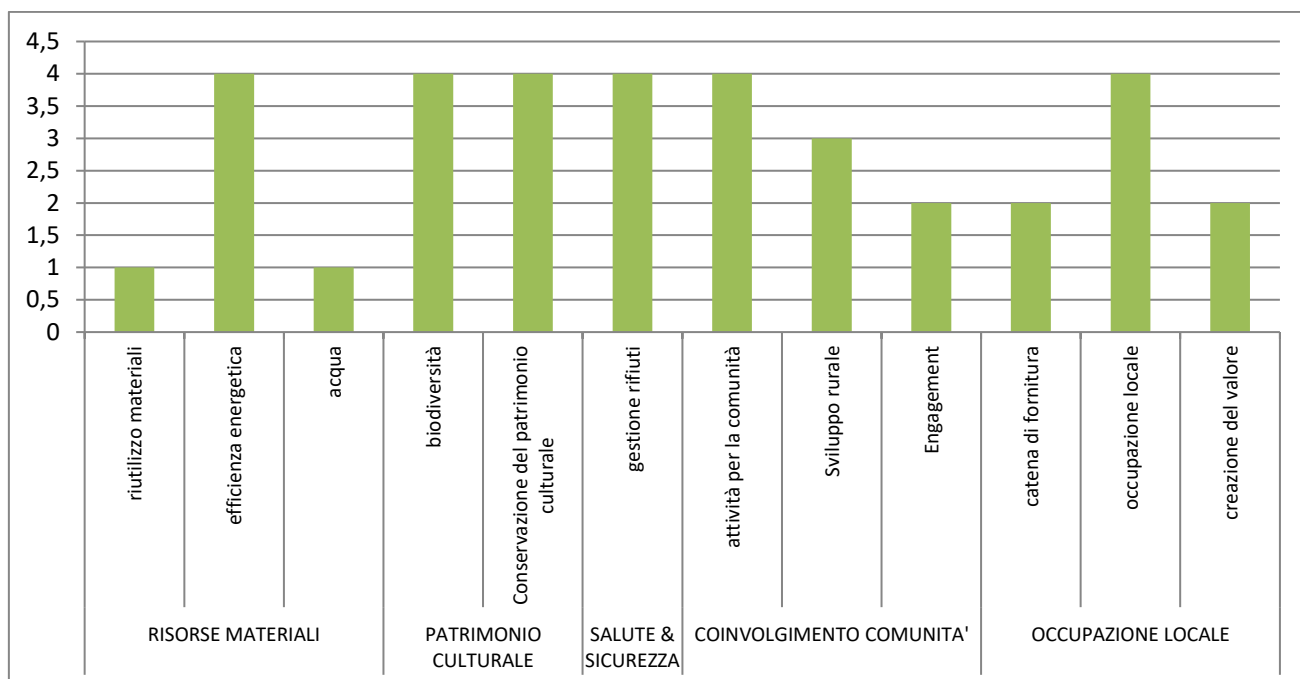


Figura 2: Risultati valutazione d'impatto per la categoria Comunità Locale.

4. Conclusioni

Nonostante l'UNEP/SETAC abbia cercato di chiarire le modalità di conduzione dell'analisi d'inventario con la pubblicazione delle Methodological Sheets (UNEP/SETAC, 2013), il metodo proposto necessita di essere ulteriormente dettagliato in merito alle fasi di raccolta dei dati utili all'individuazione degli hotspot. Ad oggi, non si dispone di un procedimento che regoli la collezione delle informazioni utili ai fini dell'analisi SLCA.

Nel presente lavoro si suggerisce un sistema che partendo dallo studio generale di settore, permetta di selezionare gli hot spot incrociando i risultati relativi ai rischi di impatti sociali negativi, (o opportunità di impatti sociali positivi), con quelli riportati nei database che raccolgono dati forniti dalle Organizzazioni Internazionali e dalla letteratura grigia, aggregando tali risultati attraverso l'attribuzione di pesi differenti a seconda del livello di site-specificity delle fonti. La formalizzazione di tale procedimento garantirebbe l'esecuzione di una raccolta dati completa, permettendo l'elaborazione di una scorecard utile a descrivere il contesto in cui l'azienda si trova ad operare, fattore determinante per i modelli di caratterizzazione che utilizzano l'approccio 'Norme e Contesto Socio-economico e Geografico'.

Il metodo SAM, applicato con tali premesse, ha permesso di valutare in maniera efficace le performance dell'azienda nei confronti della comunità locale.

Tuttavia, il presente studio ha come limite la difficoltà a creare il nesso causa-effetto tra impatti prodotti dalle performance aziendali per la creazione dell'unità funzionali e l'unità funzionale stessa.

È possibile concludere che la relazione tra azienda e territorio è generalmente produttiva di impatti positivi. Tuttavia, è necessario creare occasioni di dialogo con la

Comunità Locale e coinvolgere i rappresentanti delle associazioni locali nelle decisioni aziendali che possono comportare importanti modifiche per il territorio (ad esempio la costruzione di edifici). Per quanto riguarda la promozione dello sviluppo rurale, i comparti presentano risultati diversi. Il comparto campagna è coinvolto in progetti finanziati con fondi PAC; invece non è stato sviluppato alcun progetto nell'ambito del comparto allevamento. Il contributo dell'azienda all' 'Occupazione locale' può essere distinto in contributo diretto, produttivo di effetti positivi poiché quasi la totalità degli operai e degli impiegati che lavorano all'interno dell'Azienda sono residenti a Maccarese, o comunque nel territorio del comune di Fiumicino; e contributo indiretto, che invece non produce impatti positivi sulla Comunità poiché la Maccarese non ricorre a fornitori locali.

5. Bibliografia

Aparcana, S, Salhofer, S, 2013. Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies. *Int J Life Cycle Assess* 18:1116–1128. Doi: 10.1007/s11367-013-0559-3.

Arcese, G, Du, C, Lucchetti, MC, Massa, I, Ugaya, MC, 2016c. Social Life Cycle Assessment of milk production: a comparative analysis between China and Italy. 5th International Conference on SLCA, June 2015, Cambridge MA, USA.

Arcese, G, Lucchetti, MC, Massa, I 2016b. Modeling Social Life Cycle Assessment framework for the Italian wine sector. *J Clean Prod*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.137>.

Arcese, G, Lucchetti, MC, Massa, I, Valente, C, 2016a. State of the art in S-LCA: integrating literature review and automatic text analysis. *Int J Life Cycle Assess*, 1-12.

Arcese, G, Martucci, O, Lucchetti, MC, Massa, I, 2016. Social LCA: indicatori per l'applicazione nel settore lattiero-caseario. In *Life Cycle Thinking, sostenibilità ed economia circolare*. (pp. 380-388). ENEA.

Di Cesare, S, Silveri, F, Sala, S, Petti, L, 2016. Positive impacts in social life cycle assessment: state of the art and the way forward. *Int J Life Cycle Assess*. DOI:10.1007/s11367-016-1169-7.

Garrido, SR, Parent, J, Beaulieu, L, Revéret, JP, 2016. A literature review of type I SLCA—making the logic underlying methodological choices explicit. *Int J Life Cycle Assess*, 1-13.

Ramirez, PKS, Petti, L, Haberland, NT, Ugaya, CML, 2014. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 1: methodological framework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(8), 1515-1523.

UNEP/SETAC Life-Cycle Initiative 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products. United Nation Environment Programme, Paris

UNEP/SETAC, 2013. Methodological sheets of sub-categories of impact for a Social LCA. Available online at <http://www.lifecycleinitiative.org>



SESSIONE IV

Water - Food - Energy - Waste



Il prolungamento della shelf-life come strategia di mitigazione dell'impatto nelle filiere agro-alimentari: il caso studio del grissino integrale

Jacopo Bacenetti^{1*}, Valentina Giovenzana², Monia Niero³, Carlo Ingrao⁴, Riccardo Guidetti²

¹Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali. Università degli Studi di Milano

²Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali. Produzione, Territorio, Agroenergia. Università degli Studi di Milano

³Division for Quantitative Sustainability Assessment, Department of Management Engineering, Technical University of Denmark

⁴Facoltà di Ingegneria e Architettura, Università Kore di Enna.

Email*: jacopo.bacenetti@unimi.it

Abstract

Il prolungamento della shelf life di un prodotto alimentare è conseguito generalmente attraverso modifiche del processo produttivo. In questo contributo, con riferimento alla produzione di grissino integrale, è stato valutato l'impatto ambientale derivante dall'aggiunta di un estratto di rosmarino che, come antiossidante, è in grado di allungare la shelf life del prodotto riducendo le perdite durante la fase di distribuzione ed uso. I risultati ottenuti mostrano che, pur essendo la produzione dell'estratto un processo altamente energivoro, per alcune categorie di impatto (es. riscaldamento globale, acidificazione, eutrofizzazione terrestre e marina) la riduzione delle perdite di prodotto che deriva dal suo impiego è in grado di compensare l'aumento dell'impatto associato al suo impiego come antiossidante.

1. Introduzione

Negli ultimi anni molta attenzione è stata rivolta all'estensione della vita commerciale di alimenti e bevande. In questo contesto, tuttavia, poca o nessuna attenzione è stata posta ai possibili benefici che il prolungamento della *shelf life* può avere sulla sostenibilità di un prodotto alimentare lungo tutta la filiera. Appare però evidente che il prolungamento della *shelf life* (*shelf life extension*, SLE) può ridurre le perdite alimentari e l'impatto economico della logistica distributiva (Jedermann et al., 2014; Eriksson et al., 2016; Møller et al., 2016) ma, ad oggi, poca attenzione è stata posta sugli effetti che la SLE può avere sulle performance ambientali di un prodotto. Occorre infatti considerare che l'allungamento della *shelf life* è conseguito attraverso modifiche di processo che possono riguardare le modalità di conservazione, stoccaggio e packaging e/o l'uso di diversi ingredienti.

Negli anni passati, numerosi studi hanno dimostrato come l'estratto di rosmarino sia un efficace antiossidante (Aguilar et al., 2008; Aruoma et al., 1992) e possa, quindi, essere utilizzato per allungare la *shelf life* di diverse tipologie di prodotto tra cui i prodotti da forno. All'interno del Progetto PRIN "Long life, High Sustainability. *Shelf Life Extension* come indicatore di sostenibilità" sono state valutate diverse soluzioni per la SLE di diverse tipologie

di prodotto tra i quali i prodotti da forno. In questo contributo vengono presentati i risultati relativamente alla produzione di grissino integrale. Nel dettaglio, attraverso l'approccio di analisi del ciclo di vita, è stata valutata la sostenibilità ambientale della soluzione testata per l'allungamento della shelf-life del grissino integrale che prevede l'utilizzo di estratto di rosmarino come antiossidante.

2. Materiali e metodi

2.1 Definizione degli obiettivi

Lo scopo del lavoro è valutare se la riduzione delle perdite di prodotto derivante dall'allungamento della *shelf life* conseguita utilizzando l'estratto di rosmarino è in grado di compensare l'aumento di impatto (cfr paragrafo 2.4 per gli impatti considerati) derivante dall'impiego dell'estratto stesso. A tal fine, considerando le perdite di prodotto che si hanno a valle della distribuzione, si è proceduto all'analisi del ciclo di vita del grissino con e senza antiossidante.

2.2 Unità funzionale e confini del sistema

L'unità funzionale considerata è la produzione di 1 kg di grissino destinato al consumo alimentare mentre i confini del sistema analizzato sono riportati in Figura 1.

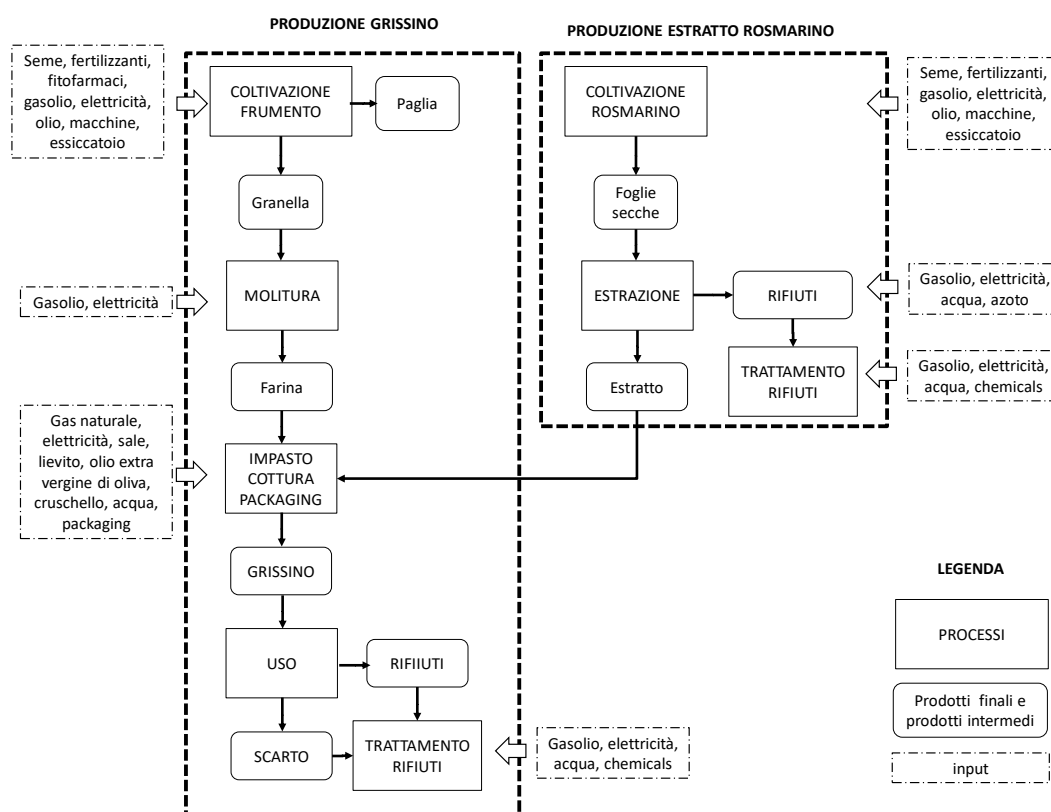


Figura 1: Confini del sistema analizzato.

Relativamente ai confini del sistema è stato applicato un approccio dalla “culla alla tomba” e, pertanto, sono stati considerati tutti i processi che intercorrono dalla produzione delle materie prime e dei fattori produttivi necessari per la

produzione degli ingredienti del grissino, alla gestione dei rifiuti e degli scarti generati (es. packaging, scarto di prodotto, ecc.). Sono stati esclusi dal sistema il trasporto del grissino (dall'azienda al punto vendita e da quest'ultimo e l'abitazione del consumatore) così come il suo stoccaggio presso il consumatore. Tale esclusione è legata al fatto che queste fasi del ciclo di vita non sono differenti per i due tipi di grissino confrontanti (con e senza antiossidante).

2.3 Inventario

Sono stati raccolti dati primari relativamente a:

produzione del frumento tenero in aziende agricole della pianura padana e, in particolare, della Lombardia. Al fine di identificare la tecnica colturale maggiormente impiegata nell'areale sono stati effettuati sopralluoghi e interviste con gli agricoltori in 2 aziende cerealicole; la resa considerata è pari a 6,1 t/ha e corrisponde alla resa media dell'areale considerato (Ismea, 2016);

la resa di molitura della produzione di farina di frumento integrale, attraverso un sopralluogo nel più grosso molino della Provincia di Lodi;

consumi energetici aziendali e la "ricetta" per la produzione del grissino attraverso interviste con i titolari di un'azienda agroalimentare in cui si producono circa 1680 t/anno di grissini.

Sono invece stati utilizzati dati secondari riguardo i consumi energetici durante la fase di molitura, la produzione degli altri ingredienti del grissino oltre la farina (es. olio extra vergine di oliva, cruschello, sale, lievito) (Weidema et al., 2013) e del packaging così come quelli riguardanti la produzione dell'estratto di rosmarino. Relativamente a quest'ultimo è stata considerata la tecnica colturale usualmente adottata in pieno campo in Italia con ciclo colturale di 6 anni e una resa annua in foglie secche di 1,7 t/ha.

Per la produzione dell'estratto di rosmarino si è fatto riferimento a Rodríguez-Meizoso et al. (2012) e, in particolare, all'estrazione di acido rosmarinico con tecnica SFE (Supercritical Fluid Extraction). Il principio attivo antiossidante, presente in ad una concentrazione del 0,1%, viene prima estratto in rapporto di 1:10 insieme ad altre macromolecole organiche "neutre" e poi ulteriormente diluito al fine di essere stabilizzato ed utilizzato come antiossidante nel corso della preparazione del grissino.

Allo stabilimento di produzione, i consumi energetici sono pari a 0,560 kWh/kg e 0,114 m³/kg di gas naturale mentre i principali ingredienti per la produzione del grissino sono riportati in tabella 1.

La *shelf life*, valutata attraverso specifiche analisi sensoriali (Verdina, 2015), è stata pari a 116 giorni per il grissino senza estratto di rosmarino e a 193 giorni per quello con l'antiossidante.

Relativamente alle perdite di prodotto in accordo con lo specifico report della FAO (FAO, 2011) sono state considerate perdite di prodotto a valle della distribuzione del 15% per il grissino senza acido rosmarinico e, ipotizzando una

riduzione inversamente proporzionale all'allungamento della SL, del 9% per il grissino con antiossidante.

Tabella 1: Ingredienti per la produzione di 100 kg di grissini integrali.

Ingredienti	Unità di Misura	Massa
Farina TIPO "0" standard	kg	83,9
Acqua	kg	41,1
Cruschello di frumento Tostato	kg	8,4
Olio Extra Vergine di oliva	kg	3,5
Estratto Rosmarino	kg	0,17
Sale Fino	kg	1,7
Lievito per Panificazione	kg	1,7
Malto Farina di grano Maltato	kg	0,8

2.4. Valutazione degli impatti ambientali

Attraverso il metodo ILCD mid-point (Wolf et al., 2012) sono state valutate le seguenti categorie di impatto: riscaldamento globale (o climate change CC), assottigliamento strato di ozono (o ozone depletion OD), formazione di polveri sottili (particulate matter formation, PM), formazione di smog fotochimico (o photochemical ozone formation POF), acidificazione terrestre (terrestrial acidification, TA), eutrofizzazione terrestre (terrestrial eutrophication, TE), delle acque dolci (freshwater eutrophication, FE) e marina (marine eutrophication, ME) e consumo di risorse minerali e fossili (mineral, fossil and ren. Resource depletion, MFRD).

3. Risultati

In figura 2 sono riportati gli hotspots a livello di unità di processo per la produzione del grissino con antiossidante. Complessivamente la produzione della farina, dell'olio extravergine di oliva e del lievito sono responsabili di una quota dell'impatto ambientale che varia dal 50% in FE al 90% in TE; tra i tre ingredienti il ruolo preponderante è quello della farina. Complessivamente, al consumo di energia (elettricità e gas naturale) corrisponde un impatto che varia dal 4 al 34% principalmente a causa del consumo di elettricità. Il consumo di acqua, sale così come la produzione del packaging e il suo fine vita sono invece responsabili di un impatto trascurabile.

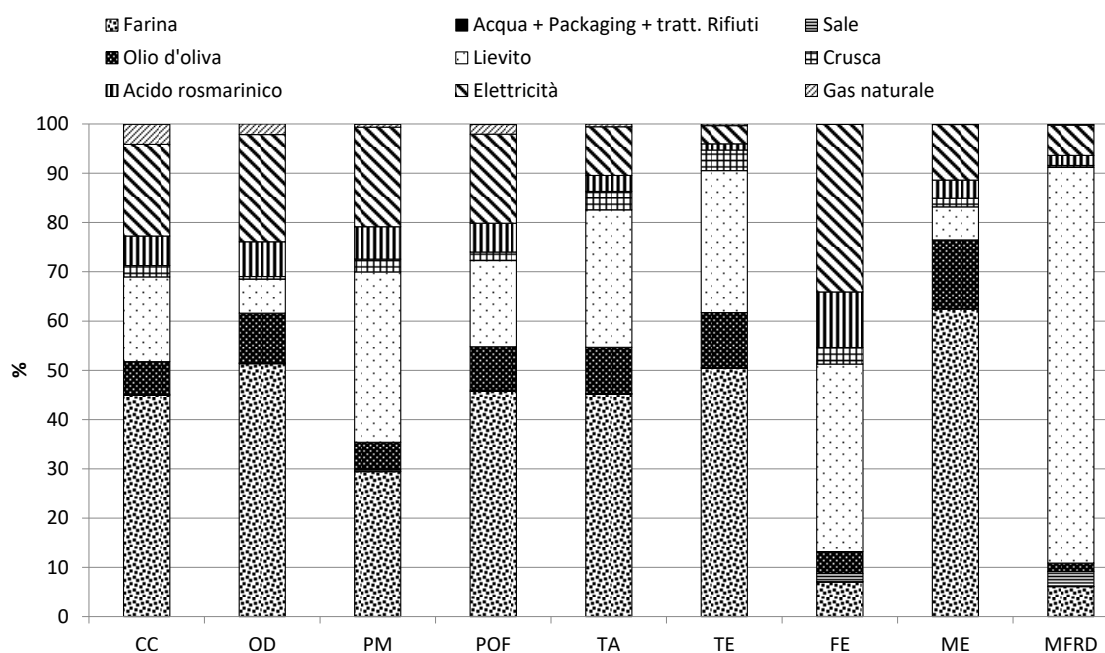


Figura 2: identificazione degli hotspots per la produzione del grissino.

L'estratto di acido rosmarinico utilizzato per la sua funzione antiossidante in grado di allungare la shelf-life del prodotto è responsabile di una quota dell'impatto variabile dal 2% (MFRD) all'11% (FE), tale impatto è quasi interamente legato all'estrazione dell'acido rosmarinico e agli elevati consumi energetici che la caratterizzano mentre la produzione delle foglie secche di rosmarino rappresenta meno del 4% dell'impatto per tutte le categorie di impatto valutate.

In tabella 2, per le categorie di impatto considerate, sono riportati i risultati di impatto considerando in un caso solo la produzione del grissino e nel secondo caso anche le perdite di prodotto che si hanno perché parte del prodotto non è consumata ed è buttata. Nel dettaglio, l'incremento di impatto è legato sia alle perdite di prodotto in quanto tali (perché il consumatore consumi 1 kg di grissino occorre produrre 1,09 kg di grissino) che alla gestione del rifiuto generato.

Tabella 2: Impatto ambientale della produzione del grissino con e senza le perdite.

Categoria d'impatto	Unità	Produzione	Produzione + perdite (9%)	Δ
CC	kg CO ₂ eq	1,843	2,055	11,5%
OD	mg CFC-11 eq	0,224	0,244	9,2%
PM	g PM _{2,5} eq	0,611	0,668	9,4%
POF	g NMVOC eq	4,338	4,762	9,8%
TA	molc H ⁺ eq	0,018	0,019	9,1%
TE	molc N eq	0,069	0,075	9,1%
FE	g P eq	0,163	0,179	10,2%
ME	g N eq	21,148	23,186	9,6%

4. Discussione

Per quanto riguarda la sola produzione del grissino, escludendo quindi le perdite e il relativo impatto, l'impiego di estratto di rosmarino comporta un incremento dell'impatto che varia dal un minimo del 1% per TE a un massimo del 13% per FE con valori intermedi ma comunque non trascurabili per CC (+6,2%), OD (+7,6%), PM (+7,0%) e POF (+6,4%).

Considerando invece le perdite, i risultati cambiano. In figura 3 è riportato il confronto relativo tra l'impatto ambientale del grissino prodotto con l'antiossidante e caratterizzato da perdite di prodotto del 9% e quello prodotto senza l'impiego di estratto di rosmarino che, presentando una shelf-life più corta è caratterizzato da perdite del 15%. In questo caso, per 5 delle 9 categorie di impatto considerate (CC, TA, TE, ME e MFRD), la riduzione delle perdite conseguita allungando la shelf-life consente di ridurre gli impatti ambientali. Invece, per le altre categorie di impatto, quelle in cui l'impatto legato all'estratto di rosmarino è maggiore (FE, OD, PM e POF), l'allungamento della *shelf life* non comporta vantaggi ambientali e la soluzione con il minore impatto resta la produzione del grissino senza estratto di rosmarino.

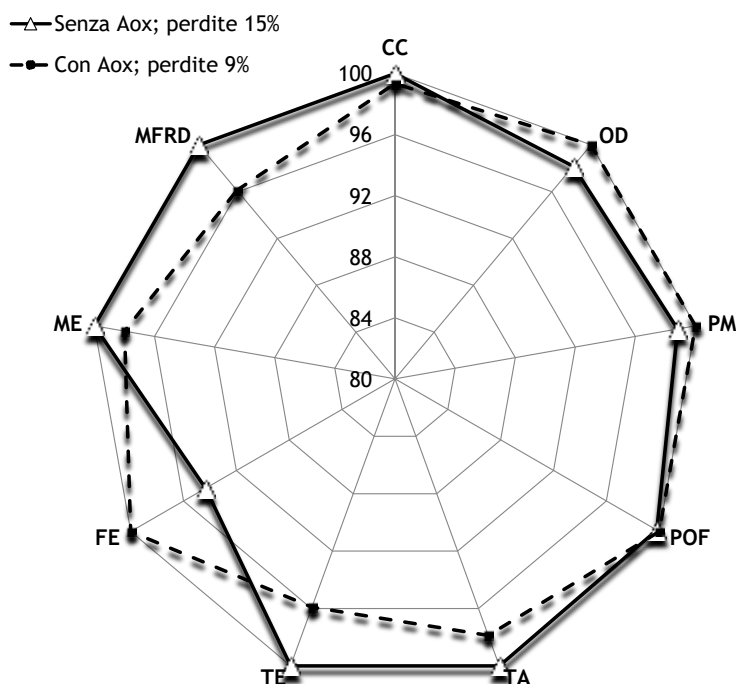


Figura 3: Confronto tra l'impatto ambientale del grissino con antiossidante e perdite del 9% (Con Aox; perdite 9%) e quello senza antiossidante e perdite del 15% (Senza Aox; perdite 15%).

Relativamente alle due soluzioni valutate, la figura 4 riporta i risultati dell'analisi di incertezza condotta mediante simulazione di Monte Carlo considerando 1000 esecuzioni e un intervallo di confidenza del 95%.

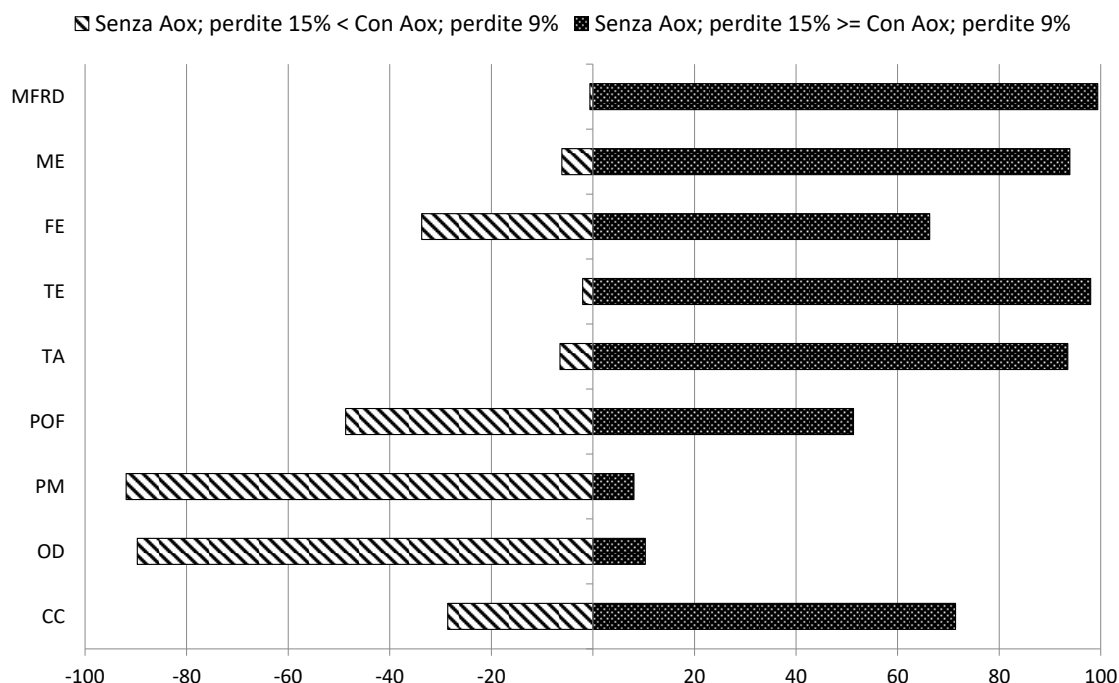


Figura 4: Analisi di incertezza.

I risultati dell'analisi di incertezza confermano che gli impatti del grissino senza estratto di rosmarino, caratterizzato da una più breve shelf-life, sono più bassi di quelli del grissino con antiossidante per TA, TE, ME e MFRD (livello di significatività statistica superiore al 94%) e per CC (significatività statistica > 70%). Viceversa, il grissino con antiossidante presenta un impatto più alto di quello senza per OD e PM con significatività statistica > 90%. Questi risultati mostrano che l'incertezza dovuta all'effetto cumulativo della variabilità dei dati di inventario influenza soprattutto la formazione di smog fotochimico (POF) e, in minor misura, la FE mentre, le altre categorie di impatto valutate presentano un ridotto grado di incertezza.

5. Conclusioni

L'impatto ambientale legato alle produzioni agroalimentari è considerevole; ciononostante numerose strategie di mitigazione possono essere implementate. Tra queste la riduzione delle perdite di prodotto durante le diverse fasi del ciclo produttivo è una delle più promettenti anche se è una delle più studiate. In questo studio, con riferimento ad un prodotto da forno, è stato valutato se la riduzione delle perdite, ottenuta attraverso l'allungamento della shelf-life è in grado di mitigare l'impatto ambientale. Nel caso specifico si è valutato se, l'uso di un estratto di rosmarino per la riduzione delle perdite di prodotto è vantaggioso da un punto di vista ambientale rispetto al processo "tradizionale" in cui non viene usato l'estratto e la *shelf life* del prodotto è minore. I risultati conseguibili mostrano che solo per alcune le categorie di impatto valutate l'incremento di impatto legato all'uso dell'estratto di rosmarino è ripagato da una riduzione delle perdite.

5. Bibliografia

Aguilar, F, Autrup, H, Barlow, S, Castle, L, Crebelli, R, Dekrant, W, Gurtler, R, 2008. Use of rosemary extracts as a food additive-Scientific opinion of the panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food. EFSA J, 721, 1-29.

Aruoma, OI, Halliwell, B, Aeschbach, R, & Löliger, J, 1992. Antioxidant and pro-oxidant properties of active rosemary constituents: carnosol and carnosic acid. Xenobiotica, 22(2), 257-268.

Eriksson, M, Strid, I, & Hansson, PA, 2016. Food waste reduction in supermarkets-Net costs and benefits of reduced storage temperature. Resources, Conservation and Recycling, 107, 73-81.

Gustavsson, JC, Cederberg, U, Sonesson, R, Van Otterdijk, A, Meybeck, 2011. Global Food Losses and Food Waste: Extent Causes and Prevention." United Nations, Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.

Ismea, 2016. Frumento tenero - Produzione, superfici e rese.

<http://www.ismeamercati.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/2210#MenuV>

Jedermann, R, Nicometo, M, Uysal, I, & Lang, W, 2014. Reducing food losses by intelligent food logistics.

Møller, H, Hagtvedt, T, Lødrup, N, Andersen, JK, Madsen, PL, Werge, M, Stenmarck, Å, 2016. Food waste and date labelling: Issues affecting the durability. Nordic Council of Ministers.

Rodríguez-Meizoso, I, Castro-Puyana, M, Börjesson, P, Mendiola, JA, Turner, C, & Ibáñez, E, 2012. Life cycle assessment of green pilot-scale extraction processes to obtain potent antioxidants from rosemary leaves. The Journal of Supercritical Fluids, 72, 205-212.

Verdina E, Studio della shelf life di grissini integrali. Tesi di Laurea Magistrale. Università degli Studi di Milano, p. 1-79.

Weidema, BP, Bauer, C, Hirschler, R, Mutel, C, Nemecek, T, Reinhard, J, Vadenbo, CO, Wernet, G, 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre.

Wolf, MA, Pant, R, Chomkamsri, K, Sala, S, Pennington, D, 2012. ILCD Handbook- Towards more sustainable production and consumption for a resource efficient Europe. JRC Reference Report.

Life Cycle Assessment applicata alla Provola delle Madonie

Maurizio Cellura¹, Maria Anna Cusenza¹, Sonia Longo¹, Francesco Guarino¹, Marina Mistretta^{2*}

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*: marina.mistretta@unirc.it

Abstract

La sostenibilità ambientale della filiera agro – alimentare è di primaria importanza per il raggiungimento degli obiettivi europei in tema di clima ed energia, considerato che il settore è responsabile di elevati consumi energetici e impatti ambientali. In tale contesto, nel presente lavoro la metodologia della Life Cycle Assessment è stata applicata ad un tipico formaggio siciliano, la Provola delle Madonie, allo scopo di stimare gli impatti energetico – ambientali ad esso connessi e di identificare possibili strategie di riduzione di tali impatti. I risultati dell'analisi hanno evidenziato che la fase di allevamento del bestiame è responsabile dei maggiori impatti energetico – ambientali. Di conseguenza, strategie mirate al miglioramento delle prestazioni ambientali dei processi di allevamento sono fondamentali per ridurre i carichi ambientali connessi al prodotto in esame.

1. Introduzione

Il settore agro – alimentare rappresenta uno dei settori economici più significativi, in termini di contributo agli impatti ambientali e ai consumi di materie prime e risorse in Europa. La quantità di energia necessaria per coltivare, trasformare, confezionare e distribuire i prodotti ai consumatori ha rappresentato, nel 2013, una quota pari al 26% del consumo di energia finale europeo. In particolare, la coltivazione e l'allevamento del bestiame sono responsabili di circa un terzo del consumo energetico totale della filiera agro - alimentare. Inoltre, nel 2010, le emissioni di gas a effetto serra connesse al settore sono state pari a circa 10 GtCO_{2eq}, rappresentando un quinto delle emissioni globali (Monforti-Ferrario et al, 2015).

Il settore agro-alimentare è stato identificato dalla Commissione europea una delle aree di intervento prioritarie delle politiche europee di Produzione e Consumo Sostenibili (European Commission, 2008).

Nella comunicazione sulla roadmap per la Resource Efficiency (European Commission, 2011), la Commissione europea definisce importanti obiettivi da perseguire per il miglioramento della resource efficiency e delle prestazioni ambientali del settore agroalimentare, tra i quali la riduzione della produzione dei rifiuti, la conservazione della biodiversità, la riduzione dell'uso del suolo e l'indipendenza dai combustibili fossili per la produzione di energia.

Pertanto, sono necessarie strategie di miglioramento energetico-ambientale verso modelli di produzione e consumo sostenibili, lungo l'intera filiera agro-

alimentare per il raggiungimento degli obiettivi europei in tema di clima ed energia (Cellura et al., 2012).

In tale contesto, il presente lavoro descrive l'applicazione della Life Cycle Assessment (LCA) al prodotto "Provola delle Madonie", i risultati ottenuti in termini di impatti energetico – ambientali e le fasi di ciclo di vita responsabili dei maggiori impatti.

L'attività di ricerca è stata condotta nell'ambito del Progetto "TERRAVITA Biodiversità, Territorio e Nutrizione: la sostenibilità dell'agro-alimentare italiano" (D.M. 25870/7303/2011 del 2/12/2011).

2. LCA della Provola delle Madonie

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Lo studio ha l'obiettivo di stimare gli impatti energetico – ambientali connessi al ciclo di vita della Provola delle Madonie e di identificare i processi responsabili dei maggiori impatti. L'analisi è stata effettuata tramite la metodologia LCA in accordo agli standard ISO 14040 (ISO 14040, 2006) e ISO 14044 (ISO 14044, 2006).

La Provola delle Madonie (Fig. 1) è un formaggio vaccino a pasta filata, con peso variabile tra 1 e 1,2 kg. È un formaggio a breve stagionatura, prodotto utilizzando latte intero, caglio ovino, sale e salgemma. Il latte crudo è prodotto da vacche di razza bruna e meticcia, alimentate con pascolo naturale e coltivato. La Provola delle Madonie è un prodotto del Presidio "Slow Food"¹.



Figura 1: Provola delle Madonie.

L'unità funzionale (UF) selezionata è 1 kg di prodotto. I confini del sistema comprendono le seguenti fasi: allevamento delle vacche; produzione del latte; produzione della provola; trasporto del prodotto finito presso i consumatori finali.

¹ <http://www.fondazione Slow Food.com>

Le unità di processo e i flussi in ingresso e in uscita considerati all'interno dei confini del sistema sono illustrati in Fig. 2. L'anno di riferimento per lo studio è il 2012.

I due co – prodotti generati durante il processo produttivo, siero e latticello, sono stati considerati come reflui, attribuendo i carichi energetico – ambientali interamente alla provola. Tuttavia, allo scopo di valutare l'incidenza di tale ipotesi è stata effettuata un'analisi di sensibilità, considerando il siero e il latticello come co – prodotti, gestendo la multifunzionalità attraverso un'allocazione economica.

Le categorie di impatto selezionate per la valutazione delle prestazioni energetico – ambientali sono: consumo di energia primaria (GER), effetto serra potenziale (GWP), assottigliamento dello strato di ozono (ODP), tossicità umana – effetti cancerogeni (HT – ec), tossicità umana – effetti non cancerogeni (HT – enc), particolato atmosferico (PM), radiazioni ionizzanti – effetti sulla salute umana (IR – HH), radiazioni ionizzanti – effetti sull'ambiente (IR – E), formazione di ossidanti fotochimici (POFP), acidificazione potenziale (AP), eutrofizzazione terrestre (T – EU), eutrofizzazione in acque dolci (F – EU), eutrofizzazione in acqua marina (M – EU), ecotossicità in acque dolci (F – E), uso del suolo (LU), riduzione della risorsa acqua (WRD), consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (ARD).

La stima del consumo di energia primaria è stata effettuata impiegando il metodo Cumulative Energy Demand (CED) (Frischknecht et al, 2007a; Prè, 2012) mentre gli impatti ambientali sono stati stimati attraverso il metodo ILCD 2011 Midpoint (European Commission, 2012).

2.2. *Analisi d'inventario*

Per l'analisi di inventario sono stati utilizzati dati primari e secondari. In dettaglio, i dati relativi ai prodotti, materiali e fonti energetiche impiegati nel processo di produzione, le distanze percorse e i mezzi impiegati per l'approvvigionamento degli input di processo (tutti gli input di processo, inclusi i mangimi, sono acquistati presso aziende esterne), sono stati raccolti tramite indagini in situ presso un'azienda agricola – zootecnica localizzata nel Parco Regionale delle Madonie. I dati relativi agli eco – profili di tutti gli input di processo sono stati tratti dal database Ecoinvent (Frischknecht et al, 2007b) e sono riferiti al contesto italiano, quando possibile, o a quello europeo. Le emissioni di metano da fermentazioni enteriche sono state stimate in accordo a (IPCC, 2000).

2.3. *Valutazione degli impatti energetico – ambientali e interpretazione dei risultati*

Nella Tabella 1 si riportano gli impatti energetico – ambientali connessi alla produzione di 1 kg di Provola delle Madonie.

Il consumo di energia primaria è pari a 53,1 MJ/UF, di cui l'88% è costituito da energia primaria non rinnovabile. La fase di allevamento è responsabile del consumo di 49,3 MJ di energia primaria, corrispondente a circa il 93% del consumo complessivo.

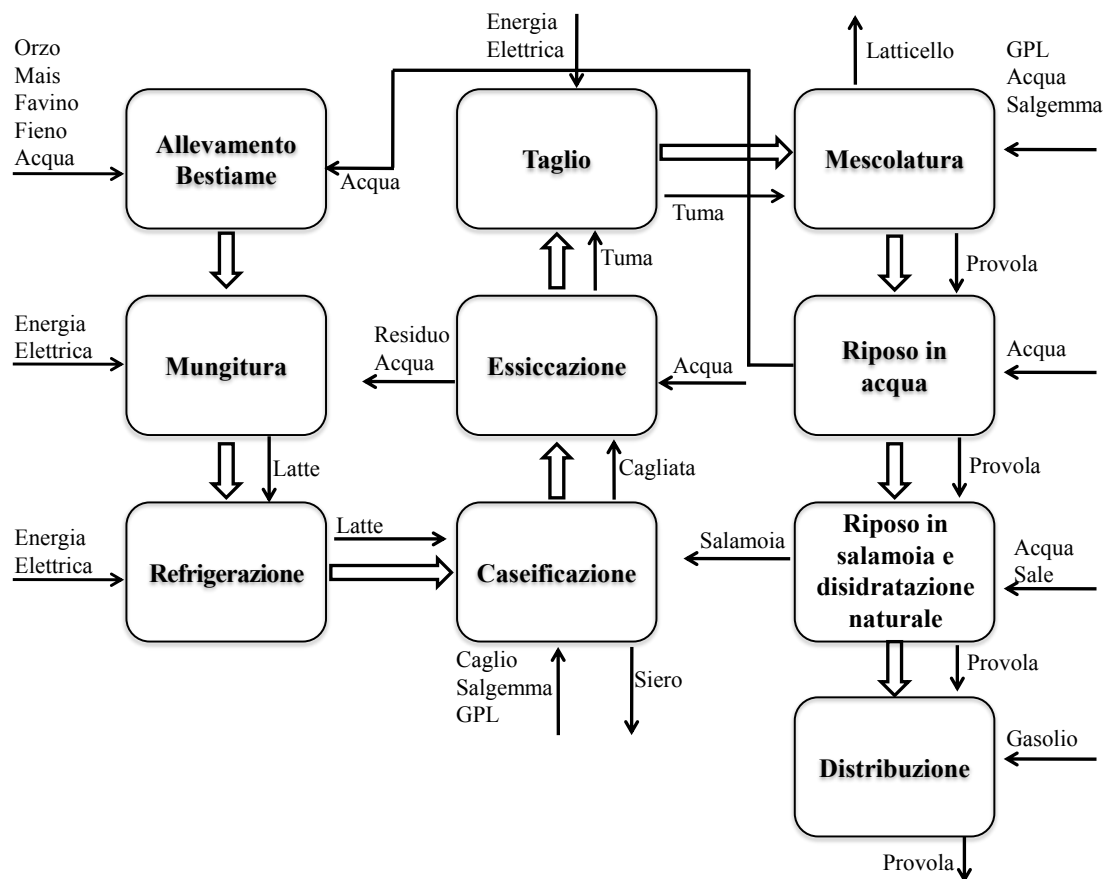


Figura 2: Confini del sistema: unità di processo e flussi in ingresso e in uscita.

Il GWP è pari a 11,29 kgCO_{2eq}/UF; la fase di allevamento incide per il 97,7% su tale categoria d'impatto. Con riferimento alle altre categorie ambientali esaminate, la fase di allevamento presenta un'incidenza sugli impatti complessivi variabile dal 94,9% (POFP) al 99,9% (LU).

Al fine di effettuare un'analisi dettagliata del processo produttivo della provola, la Figura 3 riporta l'incidenza delle diverse fasi di tale processo, escluso il contributo del processo di allevamento. Dall'analisi è emerso che le fasi responsabili del maggiore impatto sul GER sono: la caseificazione (46,4%), la distribuzione (24%) e la mescolatura (20,5%). Le altre fasi del ciclo di vita hanno un impatto inferiore all'8%.

Le fasi di distribuzione, caseificazione e refrigerazione sono responsabili dei maggiori impatti ambientali in quasi tutte le categorie esaminate. In dettaglio, la fase di distribuzione ha un'incidenza variabile tra il 22,3% (HT-nce) e l'88,6% (ARD); la fase di refrigerazione ha un impatto variabile dal 4% (POFP) al 49,2% (WRD); l'impatto della fase di caseificazione varia tra lo 0,4% (LU) e il 47,4% (HT-nce).

Tabella 1: Impatti energetico – ambientali riferiti all'UF.

Categoria d'impatto	Unità di misura	Totale
GER	MJ	5,31E+01
GWP	kg CO _{2eq}	11,29E+00
ODP	kg CFC-11 _{eq}	4,29E-07
HT – ec	CTUh	4,34E-07
HT – enc	CTUh	4,52E-06
PM	kg PM _{2.5eq}	3,27E-03
IR – hh	kg U _{235eq}	4,68E-01
IR – e	CTUe	1,41E-06
POFP	kg NMVOC _{eq}	2,24E-02
AP	mol H ⁺ _{eq}	8,15E-02
T – EU	mol N _{eq}	3,45E-01
F – EU	kg P _{eq}	2,47E-03
M – EU	kg N _{eq}	1,55E-01
F – E	CTUe	4,69E+01
LU	kg C _{deficit}	1,53E+03
WRD	m ³ water _{eq}	1,12E+00
ARD	kg Sb _{eq}	7,62E-05

Con particolare riferimento al GWP è emerso che, escludendo il contributo relativo all'allevamento, la fase di caseificazione presenta un'incidenza pari al 48,6%; seguono le fasi di distribuzione e mescolatura con contributi pari, rispettivamente, al 21,9% e al 21,4%.

I risultati ottenuti sono stati confrontati, per quanto possibile, con alcuni studi di letteratura relativi all'applicazione della metodologia LCA al formaggio (González-García et al., 2013a, 2013b; Kim et al., 2013; Van Middelaar et al., 2011; Berlin, 2002). In dettaglio, è stato possibile effettuare il confronto per 9 (GER, GWP, ODP, POFP, F-EU, M-EU, F-E, WRD, ARD) dei 17 indicatori di impatto esaminati. Gli impatti della provola delle Madonie sono dello stesso ordine di grandezza di quello degli studi di letteratura, ad eccezione degli indicatori M-EU e ARD che sono, rispettivamente, superiore di un ordine di grandezza e inferiore di 3 ordini di grandezza rispetto ai valori di letteratura.

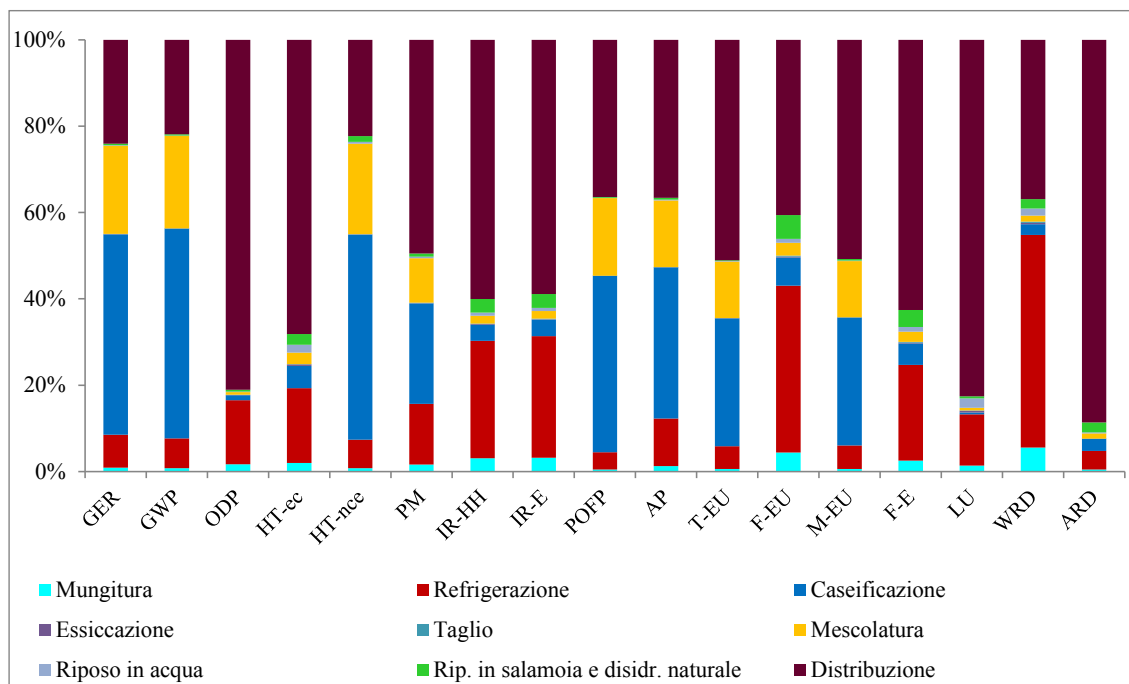


Figura 3: Incidenza delle diverse fasi del ciclo di vita sugli impatti energetico – ambientali, escluso il processo di allevamento.

2.4. Analisi di sensibilità

Il processo di produzione della provola genera due co-prodotti: il siero e il latticello, utilizzati dall'azienda per la produzione rispettivamente della ricotta e della "spalmina", e del burro. Eventuali esuberi di siero e latticello sono impiegati per alimentare il bestiame, oppure sono smaltiti come reflui.

L'eco-profilo della provola è stato determinato, ipotizzando che il siero e il latticello sia trattati esclusivamente come reflui.

Al fine di valutare l'incidenza di tale scelta metodologica sui risultati finali, è stata eseguita un'analisi di sensibilità, in cui il siero e il latticello sono stati considerati dei co-prodotti.

La ripartizione dei flussi di materia ed energia in ingresso ai diversi co-prodotti è stata eseguita attraverso un'allocazione economica. I dati relativi al prezzo del siero (0,015 €/kg) e del latticello (0,008 €/kg), necessari nella fase di allocazione, sono stati tratti dal sito ufficiale dell'Assolatte², mentre il prezzo della provola (11 €/kg) è stato fornito dall'azienda zootecnica durante la fase di raccolta dei dati.

La valutazione degli impatti energetico – ambientali effettuata applicando l'allocazione economica ha evidenziato (Tabella 2) che gli impatti si riducono, rispetto al caso senza allocazione, di una percentuale pari a circa l'1,3% in tutte le categorie energetico – ambientali indagate. Ne consegue che le prestazioni energetico – ambientali della provola, stimate assumendo siero e latticello come

² <http://www.assolatte.it/it/home/economia/quotmer>

scarti di produzione del processo produttivo e non co-prodotti, sono rappresentative del sistema di prodotto in esame.

Tabella 2: Risultati dell'analisi di sensibilità.

Categoria d'impatto	Unità di misura	Risultati senza allocazione	Risultati con allocazione
GER	MJ	5,31E+01	5,25E+01
GWP	kg CO _{2eq}	11,29E+00	11,15E+00
ODP	kg CFC-11 _{eq}	4,29E-07	4,24E-07
HT – ec	CTUh	4,34E-07	4,29E-07
HT – enc	CTUh	4,52E-06	4,47E-06
PM	kg PM2.5 _{eq}	3,27E-03	3,24E-03
IR – hh	kg U235 _{eq}	4,68E-01	4,63E-01
IR – e	CTUe	1,41E-06	1,40E-06
POFP	kg NMVOC _{eq}	2,24E-02	2,21E-02
AP	mol H ⁺ _{eq}	8,15E-02	8,06E-02
T – EU	mol N _{eq}	3,45E-01	3,41E-01
F – EU	kg P _{eq}	2,47E-03	2,44E-03
M – EU	kg N _{eq}	1,55E-01	1,53E-01
F – E	CTUe	4,69E+01	4,64E+01
LU	kg C _{deficit}	1,53E+03	1,52E+03
WRD	m ³ water _{eq}	1,12E+00	1,11E+00
ARD	kg Sb _{eq}	7,62E-05	7,54E-05

3. Conclusioni

L'applicazione della metodologia LCA per la stima degli impatti energetico-ambientali connessi al ciclo di vita della Provola delle Madonie ha permesso di stimare che la produzione 1 kg di provola implica il consumo di 53,1 MJ di energia primaria e l'emissione di 11,29 kgCO_{2eq}. Dall'analisi dell'incidenza delle diverse fasi del ciclo di vita sugli impatti complessivi è emerso che la fase di allevamento è responsabile del maggior contributo. In dettaglio essa incide con percentuali superiori al 90% in tutte le categorie ambientali indagate; seguono le fasi di distribuzione e caseificazione.

Considerata l'elevata incidenza della fase di allevamento, connessa principalmente alla produzione dei mangimi, la riduzione degli impatti energetico – ambientali connessi alla Provola delle Madonie potrebbe essere ottenuta adottando pratiche agricole più sostenibili, che prevedono, ad esempio, il minore utilizzo di fertilizzanti.

Infine, considerata l'incidenza sugli impatti della distribuzione del prodotto, si rileva l'importanza dell'utilizzo, da parte dei consumatori finali, di prodotti agroalimentari locali a chilometro zero, venduti o somministrati nelle vicinanze del luogo di produzione.

4. Bibliografia

Berlin, J, 2002. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *International Dairy Journal* 12: 939-953.

Cellura, M, Ardente, F, Longo, S, 2012. From the LCA of food products to the environmental assessment of protected crops districts: A case-study in the South of Italy. *Journal of Environmental Management* 93, 194-208.

European Commission, 2008. Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan. COM/2008/397.

European Commission, 2011. Roadmap to a Resource efficient Europe. COM 2011/571.

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.

González-García, S, Castanheira, EG, Dias, AC, Arroja, L, 2013a. Environmental performance of a Portuguese mature cheese-making dairy. *Journal of Cleaner Production*, 41: 65-73.

González-García, S, Hospido, A, Moreira, MT, Feijoo, G, Arroja, L, 2013b. Environmental Life Cycle Assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *Journal of Cleaner Production* 52: 253-262.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000, Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>.

ISO 14040, 2006, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

ISO 14044, 2006, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

Kim, D, Thoma, G, Nutter, D, Milani, F, Ulrich, R, Norris, G, 2013. Life cycle assessment of cheese and whey production in the USA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18: 1019 – 1035.

Monforti-Ferrario, F, Dallemand, JF, Pinedo Pascua, I, Motola, V, Banja, M, Scarlat, N, Medarac, H, Castellazzi, L, Labanca, N, Bertoldi, P, Pennington, D, Goralczyk, M, Schau, EM, Saouter, E, Sala, S, Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, P, 2015. Energy Use in the EU Food Sector: State of Play and Opportunities for Improvement. Joint Research Centre, Report EUR 27247.

Prè – Product Ecology Consultants, 2012, Software SimaPro7.

Van Middelaar, CE, Berentsen, PBM, Dolman, MA, & de Boer, IJM, 2011. Eco-efficiency in the production chain of dutch semi-hard cheese. *Livestock Science*, 139 (1-2): 91-99.

Structure and pattern of food consumption in Italian household: an analysis of impact on climate change and land use

Alessandro K. Cerutti^{1,3*}, Serenella Sala¹, Antonella Pietta^{2,3}, Michela Secchi¹

¹ European Commission, Joint Research Centre – Directorate Sustainable Resources, Bio-Economy Unit

² Department of Economics and management, University of Brescia, Italy

³ Interdisciplinary Research Institute on Sustainability (IRIS), Italy

Email*: alessandro.cerutti@ec.europa.eu

Abstract

The environmental impacts of food consumption of Italian households in 2011 have been calculated adopting an Environmentally Extended Input-Output Analysis, using EXIOBASE v3 as the underpinning database for the assessment. Because of the structure of such database, it is possible to divide domestic and imported final demand. Climate change and Land use related impacts are calculated then matched with household expenditures for the same year. The food consumption in an average Italian household for 2011 results in a total Climate change of 4237 kg CO₂eq and in a total Land use impact of 10 kg C_{deficit}. There are limitations due to a non-perfect match of food product groups in EXIOBASE and Italian National Statistics. Nevertheless, with this approach it is possible to investigate environmental impacts in relation to expenditure patterns of the families.

1. Introduction

Food consumption plays an important role in household's environmental burden. Nevertheless, the relative weight of food consumption in comparison to other aspects of household (such as mobility and shelter) varies a lot on the base of the environmental indicator considered. According to a recent assessment at the level of impact associated to an average European citizen (Huysman et al., 2016), food consumption contributes to 9% of the total Climate change (compared with 29% related to services and 27% related to mobility), but it contributes to 54% of the Land use (compared with 23% related to services and 14% related to goods). These differences are clearly related to the characteristics of food production systems, which are connected to the consumption of land more than other goods and services, which are, on the contrary, more related to energy consumption. Indeed, according to literature (Hertwich, 2011) food is responsible for a range of 11-19% of the energy consumed at the household level, which is significantly lower than mobility, 35-53% of total energy use.

Similar share of impacts are reported for Italy by Cellura et al. (2011) according to whom the highest share on the indirect energy consumption in Italian households comes from the products of tertiary sector (31%), and the food and beverage sector accounts for 8.5%.

Environmental impact assessment of household consumption could be conducted adopting either a bottom-up methodologies (e.g. life cycle assessment - LCA) and top-down methodologies (e.g. environmentally extended input-output

analysis - EEIOA), the former focusing on production processes and the latter on community's macroeconomic dimensions (Pairotti et al., 2015). Both approaches have their strength and limitations (for a description of the pro and con of each approach applied to consumption see Huysman et al., 2016). One of the most relevant advantage of using an EEIOA approach is the potentiality to better capture impacts related to trade (Tukker and Diezenbacher, 2013) and to services, which are usually not included or below the cut off of process LCAs. In particular, when the EEIOA is based on multiregional input-output tables, it is possible to differentiate environmental impacts that occurs in the country where the consumption takes place and the impacts that take place outside such country due to trade (Ivanova et al., 2015). From a consumption-oriented perspective, it is important to note that impacts are related to the country that consumes a certain good, not the one that produces it (unless it is the same country). As a consequence, life cycle impacts of consumption can be described as 'domestic' when the good consumed is produced in the same country and 'imported' when the good is produced in a different country. It is interesting to highlight that different countries have a very different share of impact due to domestic and import according to the structure of their economy. For example, according to Ivanova et al. (2015) the carbon footprint of Switzerland households is for around 63% related to import, whereas for Chinese households the share of carbon footprint related to import is less than 10%.

In Italy, there have been some applications of different versions of the EEIOA approach, but very few of them are focusing on the household level. Cellura et al., (2011) calculated the energy and environmental impacts of Italian households in the period 1999-2006 using IO tables environmentally extended through NAMEA (National Accounting Matrix including Environmental Accounts). In their study more oriented to food consumption and diets, Pairotti et al. (2015) calculated the carbon footprint of the average food consumption in Italian households, in comparison with a Mediterranean and a vegetarian diet. In this study, a hybrid LCA-IO was applied, considering reference food products per food category and implementing IOA elements in their LCA.

In this contribution, Italy is chosen as an example for a more general discussion of strengths and weaknesses of matching EEIOA and family expenditure data applied at the country level. Therefore, this contribution aims at: (I) evaluating if the considered method and database is suitable for this purpose, (II) highlight limitations using the available database and (III) make a preliminary assessment of the impacts from the climate change and the land use viewpoints in relation to the structure of Italian households.

2. Materials and methods

The impacts associated to consumption structure and patterns are calculated using EEIOA complemented with EXIOBASEv3 for the inventory and the ILCD recommended method (EC-JRC, 2011) for the characterisation of the impacts (here, focusing on climate change and land use only).

2.1. The Input-Output approach

The EEIOA builds on economic input output tables (Leontief, 1936) which are complemented with environmental extensions, i.e. a list of elementary flows referring to emissions and resource consumption, so to attribute them from the production stages to final demand, in a consistent framework (Wiedmann 2009). According to this method, the monetary flows across sectors of the economy and between sectors and final consumers are used as proxies for the allocation of indirect environmental burdens of final consumption.

For this assessment, the EEIOA is completed by using the EXIOBASE v3 database, a multi-regional input output table with focus on the EU. The database is the result of a series of EU funded research projects¹ and it addresses the EU production and consumption, including impacts that happens outside EU, as it covers 44 countries + 5 Rest of the World regions, and 200 sectors x 163 products (Wood et al., 2015). In this study, Just Climate change and Land use impacts are considered as exemplary of the results that can be achieved. Impacts are calculated referring to the year 2011, in the two components of domestic and import, for 25 reference food groups of EXIOBASE (then grouped again in 8 general groups in this study) that cover the full spectrum of food consumption in Italian households. The environmental extensions of consumption considered in this study are taken from Schmidt (2017).

2.2. Combining expenditure data and Input-Output model

The approach of matching results from IO models with household expenditure data is well described in several researches (for a list of papers applying this approach see Steen-Olsen et al., 2016). These researches are mainly focused on pointing out correlations between environmental burdens related to consumption practices and explanatory variables such as income, age and household size (Steen-Olsen et al., 2016).

In this study, expenditure data were extracted from the Italian National Institute of Statistics (ISTAT) with reference to the year 2011 in order to be coherent with the result of the EXIOBASE v3 model. Data are expressed in terms of average monthly expenditure per family structure and per number of family components.

In order to match environmental impacts with household expenditures, a concordance matrix linking each ISTAT product group to one or more EXIOBASE reference product was constructed on the base of the NACE codes (Statistical classification of economic activities in the European Community). In some cases, it was not possible to establish a 1-to-1 connection, for example the Italian item of cured meat² refers to products that can be found in the EXIOBASE categories of .Animal products nec, Products of meat pigs and Meat products nec. Another example is the beverages group in EXIOBASE, which refers to some products in the ISTAT categories of wine, beers, mineral waters and beverages nec. Hence,

¹ Projects EXIOPOL, CREEA and DESIRE. A full description of EXIOBASE v3 is yet not available in literature. However, the description of its prior version (EXIOBASE v2) is reported in Wood et al. (2015). Details of the underlying modelling are publicly documented through deliverables of the EU funded project DESIRE (Pauliuk et al., 2014).

² The Italian 'salumi' group contain several types of meat.

a two-steps procedure was adopted following the approach described in Steen-Olsen et al. (2016). In particular: (I) firstly, a scaling factor was assigned to ISTAT products groups that refer to more than one EXIOBASE products according to their relative presence in the Italian market; then, (II) all partial contributions for each EXIOBASE product were scaled in order to have their sum equal to 1 and so to consider the full impact of that product.

As a result of this approach, a concordance matrix is obtained and Climate change and Land use from EXIOBASE are then transposed into ISTAT product group keeping the same grand total. By dividing the impacts of each product group for the total expenditure in that group for 2011 it is possible to obtain the emission factors expressed as kg CO₂eq/€ for Climate change and kg C_{deficit}/€ for Land use.

3. Results and discussion

Several kind of results can be drawn matching EEIAO and expenditure data: (I) the resulting emission factors for food group; (II) the impacts per family on the chosen impact category and (III) the impacts in relation to the family structure.

3.1. Emission factors

In Table 1, the calculated emission factors are reported for general ISTAT product groups, in their two components of domestic and import.

Table 1: Average emission factors for Climate change and Land use for main food groups.

	Climate change		Land use	
	kg CO ₂ eq / €		kg C _{deficit} / €	
	Domestic component	Import component	Domestic component	Import component
Bread and cereals	0.05	0.06	2.58E-04	2.91E-04
Meat	0.57	0.94	1.64E-03	2.11E-03
Fish	0.53	0.16	1.21E-04	1.02E-05
Dairy	1.01	0.27	2.60E-03	5.03E-04
Vegetable oils and fats	0.50	0.44	1.83E-03	4.06E-03
Fruit and vegetables	0.09	0.03	3.24E-04	1.05E-04
Sugar, coffee and groceries	1.02	0.64	2.06E-03	1.03E-03
Beverages	0.22	0.05	1.21E-04	2.87E-05

Differences in emission factors for domestic and imported products of the same food group are related to three main issues: (I) significant differences in the price of the product between Italy and other countries; (II) different production practices which result in different emissions for the same food type; (III) different share of products within the same category (e.g. the vegetable fats group contains both olive oil and other fats, but the domestic component is dominated by olive oil and the imported component is almost entirely constituted by other fats which have a significant higher impact per € in Land use). It is important to note that with a top-down approach is more difficult to catch the origin of this differences as it would have been using a bottom-up approach in which, using a process based Life Cycle Assessment, all the three issues described are explicit in the model.

3.2. Climate change

The food consumption in an average Italian household for 2011 results in a total Climate change of 4237 kg CO₂eq, 57% of which due to food produced in Italy and 43% to food produced abroad. The breakdown of Climate change by main food groups is presented in Figure 1. As reported in several studies (reported in Garnett, 2009), meat is the most contributing food category (45% of the total Climate change) with the two main components of bovine meat (23% of the total Climate change) and pork meat (11% of the total Climate change). Dairy is the second main contributor to Climate change (19% of the total impact), followed by the variegated group of sugar, coffee and groceries which covers about 16% of the total Climate change. The big impact related to this last group is due to the occurrence of elevated emissions per € and the high expenditure in Italian household for these products. The product breakdown is interesting also when comparing the domestic and the imported components of Climate Change (Figure 2). In both cases, meat is the dominant food group, but it is interesting to note that it contributes to more than the half of the imported component of Climate change and it is the only food group in which the emissions from imported products are higher than emissions from domestic consumption.

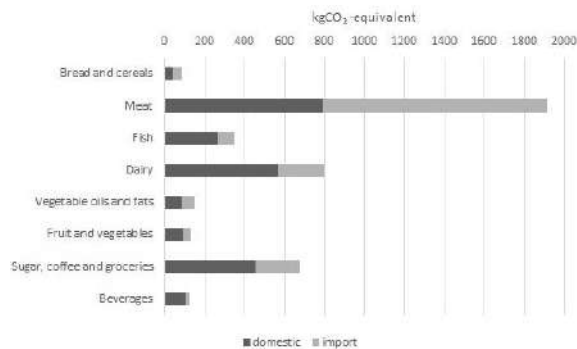


Figure 1: Climate change of food consumption in an average Italian household in 2011 for main food groups.

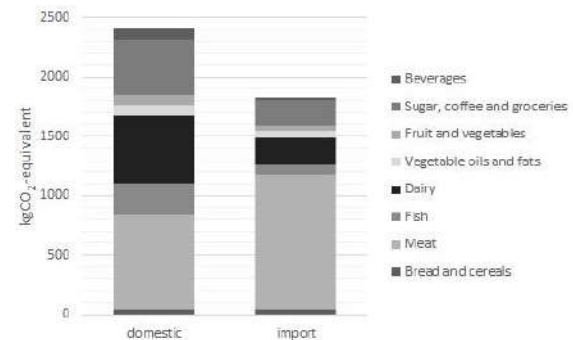


Figure 2: Comparison of the domestic and imported components of Climate change for food consumption in an average Italian household in 2011.

3.3. Land use impacts

The food consumption in an average Italian household for 2011 results in a total Land use impact of 10 kg C_{deficit}, 56% of which due to food produced in Italy and 44% from food produced abroad. The breakdown of Land use by main food groups is presented in Figure 3. Also in this case, meat is the most contributing food category, but with a larger share (52% of the total Land use). Bovine meat alone covers 32% of the total Land use, followed by pork meat (10% of the total Land use). It is interesting to note that the contribution due to impacts of food groups less related to land consumption drop significantly in comparison with Climate change, e.g. fish accounts for 1% of Land use impact compared to 8% of Climate change impact. On the contrary, food groups more related to land

consumption significantly increase their impacts, e.g. bread and cereals contribute for 5% of Land use compared to 2% of Climate change. The comparison between domestic and imported components (Figure 4) shows that imported meat plays a dominant role (around 63%) in the imported fraction of Land use. The contribution of vegetable fats increases as well in the imported component because of the different main product (i.e. olive oil in the domestic component and other fats in the imported component).

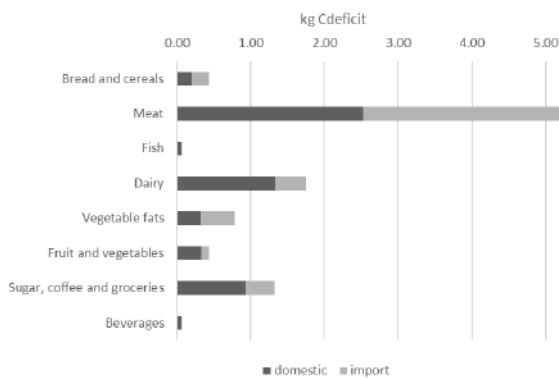


Figure 3: Land use related impact of food consumption in an average Italian household in 2011 for main food groups.

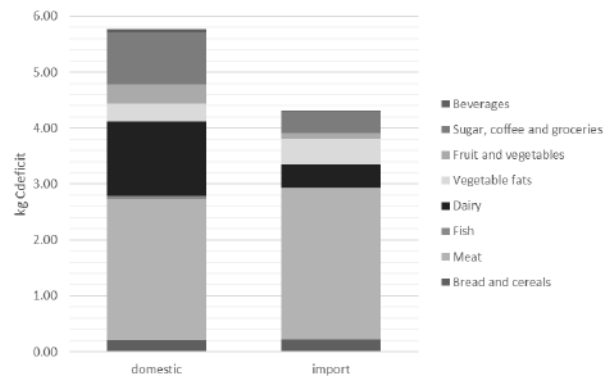


Figure 4: Comparison of the domestic and imported components of Land use related impacts for food consumption in an average Italian household in 2011.

3.4. Impacts in relation to the expenditure structure

Besides the analysis of the contribution of different food categories to the total impact of Climate change and Land use, it is interesting to study the breakdown of the impacts in relation to some household parameters. Although impacts are different in magnitude, trends are similar for both Climate change and Land use because of the same expenditure structure. Hence, in this section just the impact on Climate change is presented.

The Climate change for an average household for several family structures is presented in Figure 5, whereas in Figure 6 per capita figures are reported. Families with the higher number of components have a higher Climate change, while their emissions per capita are lower compared to families with just one component.

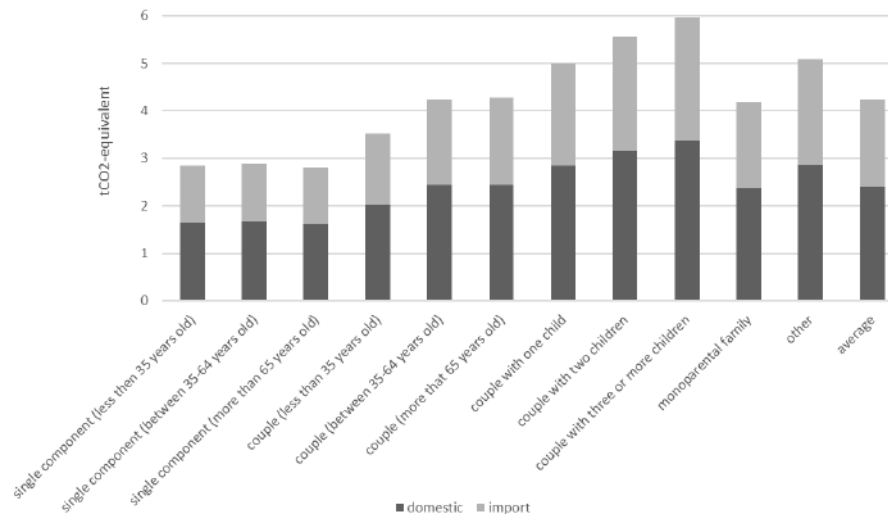


Figure 5: Climate change of different family structures in Italy for 2011 and the general average.

This result highlights a potential increase of per capita impacts due to the strong trend of having more and more single-component families in Italy, in fact if in 1971 single-person families in Italy were 12.9% in 2015 they were 31.1% of the families (ISTAT, 2016). Emissions from young couples are lower than couples that are more than 35 years old, but this could be related to expenditure capabilities. The share of domestic and import impacts is almost constant as an effect of very limited shift of food consumption components for different family structures.

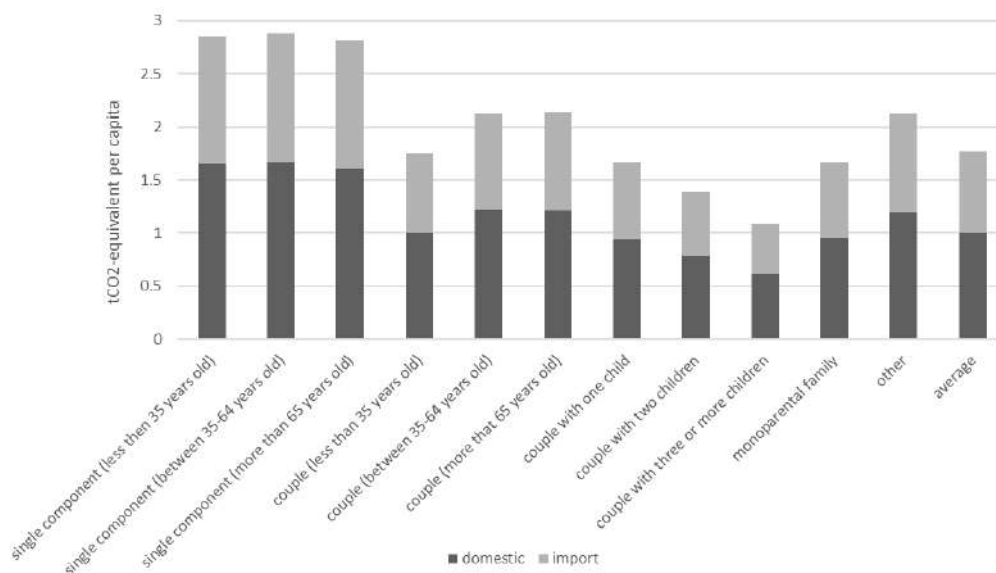


Figure 6: Per capita Climate change of different family structures in Italy for 2011 and the general average.

4. Conclusions and limitations

Among other aspects, results show clearly that a significant share of the indirect impacts (43-44%) takes place abroad and that families with three or more components are able to save from 40% to 52% of the impacts. Nevertheless there are a lot of issues that should be improved in relation to both the database chosen and the top-down approach itself.

In relation to the use of EXIOBASE, it is important to underline that some food groups might suffer for a very low granularity of the assessment because of a non-perfect match of EXIOBASE and ISTAT products. For instance, in EXIOBASE all beverages are collected in a single product group whereas in ISTAT there are four groups (water, wine, beer and other) with very different impacts.

EXIOBASE still suffers the loss of information on product specifications, as usual in a top-down approach associated to household expenditure (Kerkhof et al., 2009). For example, it is not possible to differentiate impacts of organic products from other products. Therefore, the model is suitable for the assessment of different diets or food consumption patterns if assuming just a shift in relative shares of consumption and not a shift in production properties and agricultural techniques.

Concerning the impact categories considered, it is evident that Land use indicator strongly stresses the impacts due to land related foods (such as vegetables, fruits and – consequently – bovine meat). On the other hand, Climate change emphasizes the impact of food with a longer supply chain or for which a more intense processing is needed.

5. References

- Cellura, M, Longo, S, & Mistretta, M, 2011. The energy and environmental impacts of Italian households consumptions: an input–output approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(8), 3897-3908.
- EC-JRC, 2011. Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context. Luxembourg: Publications Office of the European Union. EUR24571EN. ISBN 978-92-79- 17451–3. Available at <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/>
- Garnett T, 2009 Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environ Sci Policy* 12(4):491–503
- Hertwich, EG, (2011). "The life cycle environmental impacts of consumption." *Economic Systems Research* 23: 27-47.
- Huysman, S, Schaubroeck, T, Goralczyk, M, Schmidt, J, & Dewulf, J, 2016. Quantifying the environmental impacts of a European citizen through a macro-economic approach, a focus on climate change and resource consumption. *Journal of Cleaner Production*, 124, 217-225.
- Ivanova, D, Stadler, K, Steen-Olsen, K, Wood, R, Vita, G, Tukker, A, & Hertwich, EG, 2015. Environmental impact assessment of household consumption. *Journal of Industrial Ecology*.
- ISTAT, 2016. *Annuario Statistico Italiano*. Technical report of the Italian National Institute of Statistic. Available at <http://www.istat.it/files/2016/12/Asi-2016.pdf>
- Kerkhof, AC, Nonhebel, S, & Moll, HC, 2009. Relating the environmental impact of consumption to household expenditures: an input–output analysis. *Ecological Economics*, 68(4), 1160-1170.
- Leontief, W, 1936. Quantitative input and output relations in the economic systems of the United States. *Rev. Econ. Stat.* 18, 105-125.

Milà i Canals, L, Bauer, C, Depestele, J, Dubreuil, A, Freiermuth Knuchel, R, Gaillard, G, Michelsen, O, Müller-Wenk, R, Rydgren B, 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *Int J LCA* 12:5-15

Pauliuk, S, Deetman, S, Kleijn, R, 2014. Interim report on data sources and the link of the SFA model to the EE IO framework – Deliverable 6.2. [<http://fp7desire.eu/documents/category/3-finaldeliverables?download=8:d6-2-interim-report-on-data-sources-and-the-link-of-the-sfa-model-tothe-ee-io-framework>] accessed on May 2016

Schmidt, J, 2017. Extraction, processing support and contribution to interpretation of data from the multi-regional input-output (MRIOT). 2.-0 LCA consultants, Aalborg, Denmark. JRC contract C393250

Steen-Olsen, K, Wood, R, & Hertwich, EG, 2016. The carbon footprint of Norwegian household consumption 1999–2012. *Journal of Industrial Ecology*, 20(3), 582-592.

Tukker, A, & Dietzenbacher, E, 2013. Global multiregional input–output frameworks: an introduction and outlook. *Economic Systems Research*, 25(1), 1-19.

Wiedmann T, 2009. A review of recent multi-region input–output models used for consumption based emission and resource accounting. *Ecol. Econ.* 69, 211-222.

Wood, R, Stadler, K, Bulavskaya, T, Lutter, S, Giljum, S, de Koning, A, & Simas, M, 2014. Global sustainability accounting—developing EXIOBASE for multi-regional footprint analysis. *Sustainability*, 7(1), 138-163.

Valutazione dei potenziali impatti ambientali legati a due opzioni di trattamento dei rifiuti organici in Abruzzo

Elia Mancini, Ioannis Arzoumanidis, Andrea Raggi*

DEc – Dipartimento di Economia, Università "G. d'Annunzio", viale Pindaro 42,
Pescara

Email*: a.raggi@unich.it

Abstract

Il presente articolo descrive uno studio di LCA applicato a due opzioni di trattamento della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) riferiti a un impianto ubicato in Abruzzo. La prima opzione corrisponde all'attuale linea di compostaggio dell'impianto, mentre nella seconda è stato ipotizzato l'affiancamento alla linea esistente di un processo di digestione anaerobica che tratterà parte dei rifiuti in ingresso. Dalla normalizzazione emerge che la seconda opzione ottiene risultati preferibili nella quasi totalità delle categorie d'impatto, mentre quella attuale resta la soluzione preferibile soltanto per la categoria "Formazione fotochimica di ossidanti". Tuttavia, in vista dei futuri incentivi sulla produzione di biometano per autotrazione, sarebbe auspicabile condurre una nuova LCA che includa tale opzione, al fine di ottenere informazioni più esaurienti riguardo le diverse alternative di trattamento della FORSU.

1. Introduzione e contesto di riferimento

In Italia, grazie alla crescente adozione della raccolta differenziata, nonché al miglioramento della qualità della stessa, la quantità di rifiuti organici raccolti separatamente, da cui si ottiene un prodotto quasi del tutto biodegradabile, è in aumento. Questi prodotti, attraverso una corretta gestione integrata dei rifiuti, possono sostituire l'utilizzo di risorse prelevate tradizionalmente dai comparti ambientali in svariati campi: si pensi alla produzione di energia rinnovabile, a quella dei biopolimeri, o più semplicemente, all'ottenimento di compost e digestato, caratterizzati da un interessante potere ammendante e nutritivo per il terreno. Il presente articolo si riferisce ad un caso studio (Mancini, 2017) che si inserisce in tale contesto, concentrandosi in particolar modo sull'esame di due opzioni di trattamento della frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) e sulla valutazione dei connessi impatti ambientali potenziali mediante LCA. Nello specifico, saranno analizzate la tradizionale tecnica del compostaggio e quella emergente della digestione anaerobica seguita da compostaggio. La rassegna critica della letteratura scientifica che ha accompagnato il lavoro, finalizzata ad acquisire lo stato dell'arte metodologico e implementativo sull'LCA dei processi di trattamento della FORSU, è stata eseguita principalmente attraverso siti web che permettono l'accesso a pubblicazioni scientifiche, quali, ad esempio, ResearchGate, ScienceDirect, e il servizio Discovery dell'Università degli Studi "G. d'Annunzio" (che integra più banche dati bibliografiche), oltre a motori di ricerca come Google Scholar e Google Books. Le parole chiave utilizzate per la ricerca sono state: "*composting*", "*anaerobic digestion*", "*municipal organic waste*", "*LCA*", "*biogas*", "*digestate*", "*impact assessment*", in varie combinazioni (Mancini, 2017). Sono stati reperiti e consultati 21 articoli scientifici e 3 tesi di

laurea magistrale. Gli studi consultati analizzano anche altre opzioni di trattamento della biomassa. Alcuni autori comparano il compostaggio con la digestione anaerobica (Di Ciaula et al., 2015), mentre Sonnesson et al. (2000) introducono anche l'incenerimento. Una parte esigua di studi tratta la digestione anaerobica seguita da compostaggio comparandola con il solo compostaggio e con la discarica (De Maglie, 2013) oppure con l'incenerimento (Di Maria e Micale, 2014). In linea generale, emerge che la produzione di energia da biogas - ancor meglio se seguita dal trattamento aerobico del digestato (De Maglie, 2013) - presenta migliori *performance* ambientali rispetto al recupero materico di biomassa, soprattutto in termini di risparmio dell'energia fossile e bilancio delle emissioni di gas serra, rispetto ai sistemi di riferimento fossili convenzionali (Cherubini e Strømman, 2010). Tuttavia, Di Ciaula et al. (2015) sostengono che il trattamento della FORSU dovrebbe avvenire mediante compostaggio, e non tramite digestione anaerobica, soprattutto per motivi igienico-sanitari. Le LCA analizzate riguardano principalmente il contesto italiano ed europeo e quella che si accosta meglio al caso studio oggetto di questo lavoro è quella di De Maglie (2013), che verrà descritta brevemente nel par. 2.4 relativo alla discussione.

2. Il caso studio

Il caso studio di questo lavoro consiste nell'LCA di due processi di trattamento della FORSU: compostaggio e digestione anaerobica seguita da compostaggio. L'analisi riguarda l'impianto di selezione dei rifiuti solidi urbani e di compostaggio A.C.I.A.M. S.p.A., situato nel comune di Aielli, in provincia dell'Aquila, del quale è stata considerata esclusivamente la linea di compostaggio (Mancini, 2017). Verranno presentate due analisi LCA, una sull'opzione attuale (denominata "C", per "compostaggio") e una sull'opzione futura ("E", per "energetica") basata sul progetto di ampliamento dell'impianto. Nel seguito della trattazione verranno presentate le due opzioni, la metodologia adottata e i risultati ottenuti.

2.1. Descrizione dei processi

Attualmente, l'impianto è dotato di una linea di trattamento aerobico del rifiuto organico, dal quale si produce ammendante compostato misto conforme all'Allegato 2 del D.Lgs. 75/2010 (MIPAAF, 2010), che trova pressoché totale collocazione nel distretto agricolo fucense. L'intero ciclo di lavorazione viene effettuato in ambiente chiuso, dotato di un sistema di aspirazione e trattamento dell'aria esausta, mentre le acque di processo vengono drenate da un sistema di griglie e recapitate a una vasca di raccolta. Il processo di compostaggio inizia con la ricezione del materiale organico e del verde presso un'area di stoccaggio, dove il verde subisce un pretrattamento meccanico per poi essere conferito nelle giuste proporzioni, insieme alla FORSU e allo strutturante di ricircolo, nella fase di miscelazione. Da qui, la miscela viene trasportata, tramite pala gommatata, in biocelle dove sarà attivata la fase di biossidazione accelerata, della durata di circa 15 giorni. La trasformazione biologica della biomassa in questa fase è repentina. La temperatura arriva e si attesta a 55°C per almeno tre giorni e successivamente, subisce un raffreddamento fino a 40°C. Terminato questo

ciclo, la biomassa viene caricata nuovamente su pale gommate e trasferita nell'aia di maturazione, dove resterà per circa tre settimane. Trattandosi di un processo di tipo statico, la pavimentazione forata delle biocelle e dell'aia di maturazione favorisce le condizioni di aerobiosi e allo stesso tempo la percolazione delle acque di processo. All'interno della stessa area di maturazione, il prodotto successivamente subisce un processo di raffinazione dal quale si ottengono tre *output*: l'ammendante compostato misto, una frazione intermedia lignocellulosica di sottovaglio, da avviare a ricircolo interno nella miscela, e una frazione a matrice prevalentemente plastica, da smaltire in discarica. La discarica si trova a circa 140 km di distanza dall'impianto, nel comune di Isernia (IS). Gli automezzi utilizzati per la distribuzione del compost possono trasportare un carico massimo di 10-11 t, mentre quelli utilizzati per il conferimento in discarica hanno una portata massima di 25 t. Tutti i viaggi di andata vengono effettuati a pieno carico, mentre il ritorno è a vuoto.

L'opzione "E" è stata modellizzata in base alle previsioni del progetto di ampliamento dell'impianto in oggetto, pertanto, si tratta di un'ipotesi che si prevede di porre in essere nei prossimi anni. Le differenze rispetto all'opzione "C" sono riassumibili in quattro punti:

- verrà inserita una fase di pretrattamento della FORSU, dalla quale si ricaveranno due frazioni: il sovrvallo e il sottovaglio, che saranno avviate rispettivamente a compostaggio e a digestione anaerobica;
- la linea di digestione anaerobica permetterà di trattare il 34% del materiale organico in ingresso nell'impianto. Biogas e digestato saranno gli *output* del processo. Il biogas alimenterà un motore a combustione interna con annesso generatore elettrico e scambiatore di calore, al fine di produrre 800 kW_e e 500 kW_t, che soddisferanno solamente in parte il fabbisogno energetico dell'impianto. La quota energetica necessaria a soddisfare il restante fabbisogno sarà fornita dalla rete (mix elettrico italiano), come accade per l'intero fabbisogno dell'opzione "C". Il digestato, invece, subirà un'ulteriore stabilizzazione passando alla linea di compostaggio, divenendo, così, un *input* del processo di miscelazione insieme al sovrvallo, alla frazione di ricircolo e al verde;
- un doppio processo di maturazione permetterà una maggior stabilizzazione del prodotto finale (in "C" vi è un solo processo di maturazione);
- vagliatura in due stadi (in "C" la vagliatura avviene in un unico stadio).

2.2. Analisi LCA delle opzioni di trattamento

2.2.1. Obiettivi e campo di applicazione

L'obiettivo dello studio è quello di individuare le criticità ambientali di due opzioni di trattamento della FORSU relative a un impianto di compostaggio in Abruzzo. Pertanto è stata condotta una LCA delle due opzioni, seguendo gli standard tecnici UNI EN ISO 14040 (2006) e 14044 (2006), nonché l'ILCD Handbook (European Commission, 2010). La funzione considerata consiste nel trattamento del

rifiuto organico in ingresso nell'impianto, mentre l'unità funzionale è il trattamento di 1.000 t di rifiuti organici. I sistemi oggetto di valutazione, le cui funzioni sono state considerate equivalenti, sono quello relativo al compostaggio e quello relativo alla digestione anaerobica seguita da compostaggio. Per semplicità, nella modellizzazione la qualità del compost ottenuto nelle due opzioni è stata considerata equivalente. Per entrambi i sistemi esaminati, i confini del sistema vanno dallo stoccaggio del materiale organico nell'area di ricezione dell'impianto fino alla distribuzione del compost, allo smaltimento degli scarti in discarica e delle acque di percolazione in un impianto di depurazione. Per quanto riguarda l'opzione "E", la produzione dell'energia derivante dal biogas è utilizzata esclusivamente all'interno della struttura e non è destinata al mercato. Inoltre, il bilancio di massa in uscita dell'ammendante (che è il prodotto principale) registra una percentuale rispetto al materiale organico di partenza, di circa il 21% in entrambi i casi (in "C" il 21%, in "E" il 20,6%). I dati utilizzati nell'opzione "C" sono prevalentemente primari e si riferiscono al 2015. In alternativa ai dati primari, quando necessario, si è fatto riferimento alla banca dati Ecoinvent vers. 2.2. (Ecoinvent Center, 2017). Per l'opzione "E" sono stati utilizzati dati secondari. La modellazione è stata effettuata per mezzo del codice di calcolo SimaPro, vers. 7.2.4 (Pré, 2010). Il metodo di valutazione ambientale è ReCiPe Midpoint (Goedkoop et al., 2009) con prospettiva gerarchica e normalizzazione mondiale. La frazione di ricircolo ottenuta dal processo di vagliatura è stata esclusa dal calcolo trattandosi di un caso di *closed loop*.

3. Risultati

Dalla caratterizzazione (fig. 1) è emerso che, nell'opzione "C", la fase di produzione del compost assume i valori più alti in 9 categorie di impatto su 18: Climate change (CC), Ozone depletion (OD), Terrestrial acidification (TA), Freshwater eutrophication (FEu), Particulate matter formation (PMF), Agricultural land occupation (ALO), Natural land transformation (NLT), Water depletion (WD), Fossil depletion (FD). La fase della discarica (comprensiva anche del trasporto degli scarti) predomina, invece, nelle restanti 9: Marine eutrophication (ME), Human toxicity (HT), Photochemical oxidant formation (POF), Terrestrial ecotoxicity (TE), Freshwater ecotoxicity (FE), Marine ecotoxicity (MEc), Ionising radiation (IR), Urban land occupation (ULO), Metal depletion (MD). Nell'opzione "E" la fase di depurazione del percolato (comprensiva anche del trasporto) influenza maggiormente 8 categorie (CC, OD, TA, POF, PMF, IR, MD, FD); segue la discarica che prevale in 6 (ME, HT, TE, FE, MEc, ULO), infine la produzione di compost, per le restanti 4 (FEu, ALO, NLT, WD).

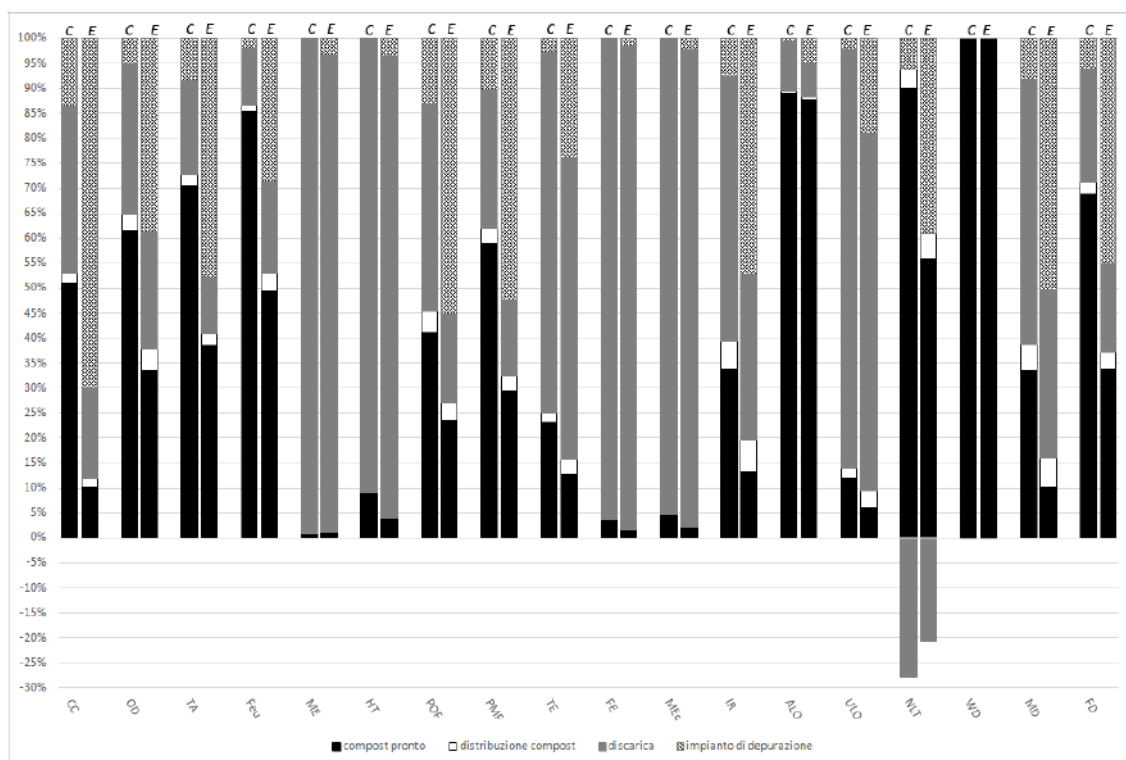


Figura 1: Profilo ambientale delle due opzioni ottenuto tramite la caratterizzazione. Le lettere “C” ed “E” si riferiscono rispettivamente alle opzioni “compostaggio” ed “energetica”.

I risultati della normalizzazione (fig. 2) mostrano che entrambe le tecniche di trattamento della FORSU influenzano principalmente tre categorie di impatto: HT, FE e MEc. Si consideri, infatti, che su un punteggio totale di 3.343,7 ottenuto da “C”, e 1.796 da “E”, le tre categorie incidono rispettivamente per circa il 91% e 90%. Nello specifico, HT assume 683,6 punti per “C” e 358,99 per “E”; FE 940,16 punti per “C” e 500,89 per “E” e MEc 1.435,53 punti per “C” e 765,31 per “E”. I principali flussi che determinano questi potenziali impatti sono riportati in tab. 1 e derivano essenzialmente dalla fase della discarica (trasporto e smaltimento).

Tabella 1: Principali responsabili delle categorie di impatto più colpite.

	Cat.d'impatto	Sostanza	Compartim.	Sotto-compart.	Unità	Totale
Opzione “C”	HT	Lead	Acqua	groundwater, long-term	kg 1,4-DB eq	2.0803,2
	FE	Vanadium, ion	Acqua	groundwater, long-term	kg 1,4-DB eq	1.629,18
	MEc	Vanadium, ion	Acqua	groundwater, long-term	kg 1,4-DB eq	1.613,84
Opzione “E”	HT	Lead	Acqua	groundwater, long-term	kg 1,4-DB eq	1.1138,9
	FE	Vanadium, ion	Acqua	groundwater, long-term	kg 1,4-DB eq	872,63
	MEc	Vanadium, ion	Acqua	groundwater, long-term	kg 1,4-DB eq	864,41

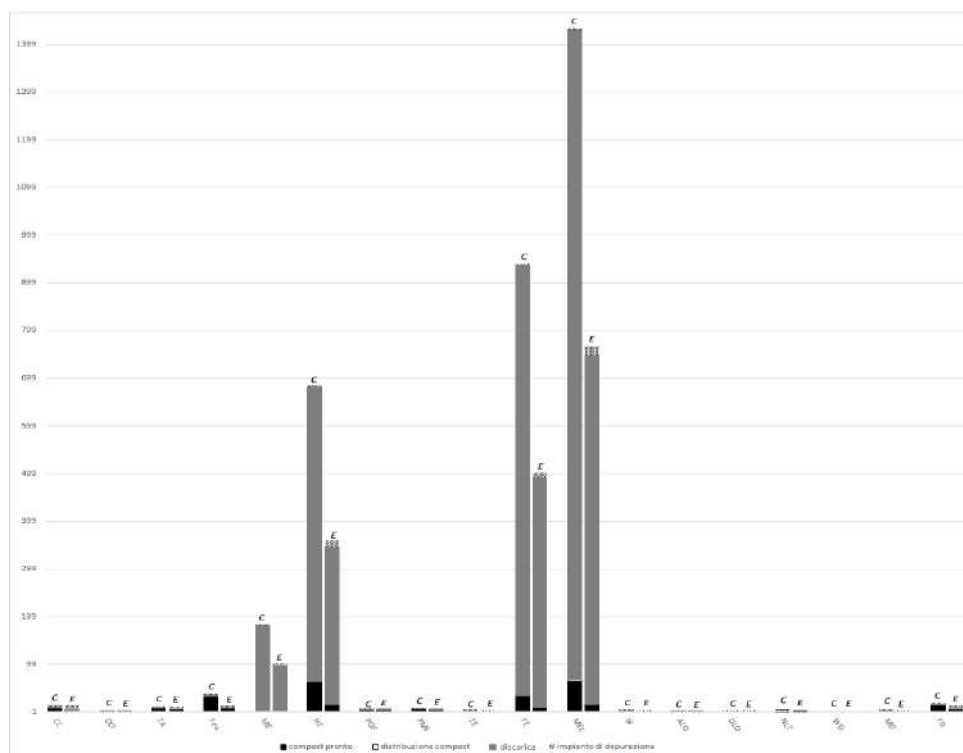


Figura 2: Istogrammi delle opzioni ottenuti dalla normalizzazione. Le lettere “C” ed “E” su ogni colonna si riferiscono rispettivamente alle opzioni “compostaggio” ed “energetica”.

4. Discussione

L’analisi dei risultati è stata condotta esaminando i punteggi ottenuti dalla normalizzazione, riferiti alle due opzioni, per ciascuna categoria d’impatto, al fine di agevolarne la comprensione. L’opzione che presenta migliori *performance* ambientali, ottenendo il punteggio più basso per la quasi totalità delle categorie di impatto, è l’opzione “E”. “C”, invece, è preferibile soltanto per la categoria “Formazione fotochimica di ossidanti”, con 6,31 punti (rispetto a 7,79 di “E”).

Un obiettivo analogo a quello del caso studio oggetto di questo lavoro è rinvenibile nello studio di De Maglie (2013), nel quale vengono confrontati tre scenari riferiti a un impianto di trattamento dei rifiuti organici e del verde in provincia di Ravenna: lo scenario attuale, che consiste in un processo di digestione anaerobica seguita da compostaggio, lo scenario passato, riguardante l’adozione del solo processo di compostaggio e infine uno scenario ipotetico dove il rifiuto è smaltito in discarica. I risultati mostrano che lo scenario preferibile dal punto di vista ambientale è quello attuale, e ciò confermerebbe quanto emerso anche nel caso di Aielli (AQ) sebbene tra questo studio e quello di De Maglie (2013) esistano delle divergenze, come l’unità funzionale, i confini del sistema e il metodo di valutazione degli impatti, che non ne permettono una diretta comparazione. Anche ADEME (2007) mostra come l’uso dei rifiuti

biodegradabili per l'ottenimento di biogas sia più interessante del compostaggio in termini di bilancio di *Global Warming Potential* ed energia primaria. Si specifica, però, che in quel caso, il compostaggio è comparato soltanto alla digestione anaerobica (senza successivo compostaggio). Inoltre, il contesto di riferimento, la Francia, presenta sostanziali differenze soprattutto in termini di mix elettrico utilizzato, che dipende principalmente da fonte nucleare.

Dall'interpretazione dei risultati, dunque, emerge un netto vantaggio ottenuto dall'opzione "E", legato alla produzione di biogas da fonte rinnovabile. Tale soluzione consente all'impianto di dipendere in misura minore dal mix elettrico italiano, principalmente costituito da fonti fossili. Inoltre, le problematiche sollevate da Di Ciaula et al. (2015) riguardo alla possibilità di riscontrare elementi patogeni per l'uomo e le specie vegetali sul digestato, verrebbero risolte, in questo caso, dall'adozione di una successiva stabilizzazione del prodotto attraverso il compostaggio.

Il progetto di ampliamento dell'impianto attualmente è in fase autorizzativa, pertanto i risultati di questa analisi potrebbero risultare utili all'azienda per la successiva messa in atto delle nuove operazioni di trattamento. Si auspica che le criticità riscontrate in questa analisi, dovute soprattutto alla fase del trasporto e smaltimento degli scarti in discarica - che incide notevolmente sulle categorie di impatto più colpite - inducano l'azienda ad orientare le future scelte di investimento verso soluzioni in grado di apportare miglioramenti nella gestione degli scarti prodotti dal trattamento dell'organico.

5. Conclusioni

Il presente articolo descrive l'analisi LCA implementata su due opzioni alternative di trattamento della FORSU riferite a un impianto di compostaggio in Abruzzo: la situazione attuale dell'impianto, e una potenziale opzione futura. Dai risultati è emerso che l'impatto potenziale prevalente è attribuibile alla produzione dell'ammendante, nel caso dell'opzione "C", mentre nell'opzione "E" al trasporto e smaltimento del percolato presso un impianto di depurazione delle acque. Nelle tre categorie più colpite, tuttavia, la fase più impattante sembra corrispondere al trasporto e smaltimento degli scarti in discarica. "E" ha ottenuto il punteggio migliore per la quasi totalità delle categorie di impatto. "C", invece, è preferibile soltanto per la categoria "Formazione fotochimica di ossidanti". Dall'interpretazione dei risultati, si può affermare che il vantaggio dell'opzione "E" consista nel consumo dell'energia (da fonte rinnovabile) prodotta dall'impianto, e ciò collima con quanto riscontrato in letteratura.

Al fine di integrare le informazioni presentate, sarebbe interessante condurre un'analisi LCC sulle due opzioni, affiancando, in tal modo, indicazioni di carattere economico a quelle prettamente ambientali, di cui l'azienda potrebbe disporre in fase decisionale. Inoltre, in vista degli incentivi sulla produzione di biometano per autotrazione (dal 2018), non si esclude la possibilità che l'azienda contempli tale opzione, pertanto sarebbe utile effettuare un'analisi dei

potenziali impatti ambientali relativi all'adozione di questa tecnologia da parte dell'impianto.

6. Bibliografia

ADEME, 2007. Life Cycle Assessment of different uses of biogas from anaerobic digestion of separately collected biodegradable waste in France, viewed 9 Gen 2017 <<http://www.ademe.fr/en/lca-of-different-uses-of-biogas-from-anaerobic-digestion-of-separately-collected-biodegradable-waste-in-france>>.

De Maglie, F, 2013. Life Cycle Assessment di un impianto integrato di trattamento della frazione organica dei rifiuti. Il caso di Voltana di Lugo (RA), Tesi di laurea magistrale in Analisi e Gestione dell'Ambiente, Università degli Studi di Bologna (Relatore: S.Righi).

Di Ciaula, A, Gentilini, P, Laghi, F, Tamino, G, Mocci, M, Migaleddu, V, (a cura di) 2015. Il trattamento della frazione organica dei rifiuti urbani (FORSU), viewed 9 Jan 2017 <<http://www.isde.it/wp-content/uploads/2014/02/2015-02-Position-Paper-FORSU-finale.pdf>>.

Di Maria, F, Micale, C, 2014. Life cycle analysis of incineration compared to anaerobic digestion followed by composting for managing organic waste: the influence of system components for an Italian district, Int. J. Life Cycle Assess. 20, n. 3, 377– 388.

Ecoinvent Center, 2017. The Ecoinvent Database, viewed 9 Mar 2017 <<http://www.ecoinvent.org/database/>>.

European Commission, 2010. Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance, Luxembourg. Publications Office of the European Union.

Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, M, De Schryver, A, Struijs, J van Zelm, R, 2009. ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level, 1st edn, report I: Characterization, viewed 13 Feb 2017 <<http://www.lcia-recipe.net>>.

ISO, 2006. ISO 14040:2006(E) Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. 2nd Edition 2006. International Organisation for Standardisation, Geneva.

ISO, 2006. ISO 14044:2006(E) Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. 1st Edition 2006. International Organisation for Standardisation, Geneva.

Mancini, E, 2017. Life Cycle Assessment e gestione dei rifiuti organici: compostaggio e digestione anaerobica. Il caso A.C.I.A.M. S.p.A. di Aielli (AQ), Tesi di laurea magistrale in Ecologia Industriale, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara (Relatore: A. Raggi).

MIPAAF, 2010. Decreto legislativo 29 aprile 2010, n.75 - Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88, GU Serie Generale n.175 del 30-7-2015.

Pré - Product Ecology Consultants (2010) SimaPro 7.2.4 software, PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands.

Sonesson, U, Björklund, A, Carlsson, M, Dalemo, M, 2000. Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste, Resour. Conserv. Recy., n. 28, 29-53.

Evaluating exposure to pesticides in banana production systems: an expert elicitation approach

Silvia Di Cesare^{1,2*}, Catherine Macombe³, Sonia Grimbuhler⁴, Luigia Petti², Denis Loeillet¹

¹ CIRAD, UPR GECO, Montpellier, France

² Department of Economic Studies, University «G. D'Annunzio», Pescara, Italy

³ IRSTEA, UMR ITAP - ELSA, Montpellier, France

⁴ IRSTEA, UMR ITAP, Montpellier, France

Email*: silvia.di_cesare@cirad.fr

Abstract

The use of pesticides has been considered to possibly affecting health due to the misapplication of chemicals. When conceiving new production systems, it is vital to correctly assess the magnitude of health risk from pesticide exposure in workplace. In this work, we present a method to compare pesticides exposure of banana farmworkers with consideration to different production systems. This new method allows us to take into account “real practices”, and in particular “bad practices” of farmworkers, especially when it comes to wear mandatory Personal Protective Equipment (PPE). According to the determinants of the “human cost of pesticides” highlighted in nine decision trees, we devised equations. Fostering on the criterion of minimizing (as far as possible) the risk of pesticides exposure for farmworkers, the purpose is to develop a decision support tool to re-conceive production systems, without compromising the other performances.

1. Introduction

Agricultural pesticide applications are known as public health problem mainly caused by dispersion effects. In comparison with other phases of the life cycle of an agricultural product, the agricultural phase is recognized as the most impactful for human health (e.g., Busset et al., 2014). Beyond the general public or consumers' exposure, many studies (e.g., Arcury et al., 2006; Feola and Binder, 2010; Franze and Ciroth, 2011; Feola et al., 2012; Alavanja et al., 2013; Ye et al., 2013) reported the presence of exposed agents who run risks for their health. In particular, they refer to both workers handling pesticides (or directly scattering them) (here called operators) and people in contact with treated plots (here called farmworkers) (Jaga and Dharmani, 2003; Ye et al., 2013).

Every precaution should be taken to avoid exposure to pesticide. Main precautions are respecting the prescribed application dose, wearing Personal Protective Equipment (PPE), and respecting off-time after spraying. Actually, it appears that operators and workers are exposed to pesticides due to bad practices (Van Wendel De Joode et al., 1996; Wesseling et al., 2001; Blair et al., 2015). Moreover, the whole of the given production system has an influence on the risk for operators and workers. In other words, different production system entail different pesticides impacts on the workers' health.

A previous literature review (Di Cesare et al., 2016) highlighted that there is a gap between expectations raised by different proposed methods (in both the domain of Risk assessment and LCA) and what they can handle in fact. Ac-

cordingly, a method assessing the comparative effects of different production systems on farmworkers health should be devised. The aim is to account for the actual work practices and the good and bad practices regarding exposure. The new method requires to be based on readily available data (within a reasonable time, and corresponding to meaningful data for plantation managers) in order to be implemented by managers. Doing so, it will give managers realist new opportunities for action in farming innovation.

The core problem is to capture information on real practices concerning exposure, as they have not been documented in the literature yet. However, experts who have worked in contact with different production systems have good knowledge of practices. Because we are searching for the determinants of practices, we need to understand the roots of good and bad practices. The method will therefore be built on experts' opinions and reports.

Potentially, the method may be devised for all cropping systems. Nevertheless, for consistency, it is necessary that knowledge collected from experts, focus on a single agricultural product. We therefore chose the banana production system, farmed for exportation. Indeed, banana production systems are crucial in economic and social terms for many countries, and they are quite "simple" in comparison with many other cropping systems.

The aim of the work here presented is to develop a decision support tool to lead different stakeholder (plantation managers at first) to be able to discriminate between several production systems regarding their pesticides impacts on farmworkers health.

2. Materials and Methods

To build a method able to discriminate between several production systems of the same crop, we follow these three steps, namely: i) to question experts and to gather their expertise; ii) to build knowledge trees before developing decision trees from this expertise; iii) to formalize the calculation of the human cost of pesticides according to a given farming system, at different scales.

2.1 Expert systems and expert elicitation

2.1.1 Expert systems in agriculture

The applications of expert systems (ES) are rapidly increasing. Such applications are very effective in situations where the domain expert is not readily available. In agriculture, applications of expert systems are mainly found in the area of diseases diagnosis and pest controls (Sarma et al., 2010). Integration of expert system is a powerful tool for the stakeholders of agricultural production and it shows extensive potential (Sarma et al., 2010).

In the agricultural sector ES has been implemented as rule-based ES by using ESTA¹ (Prasad et al., 2006), and by Khan et al. (2008), to control pest and disease of Pakistani wheat. A system with web-based expert system using the

¹ The Expert System Shell for Text Animation (ESTA), is an expert system developed by Prolog Development Center (PDC), Denmark and used by the authors for the diagnosis of the most common diseases occurring in Indian mango.

open source software e2gLite™ shell was developed. Chopra et al. (2000) explain that “it is possible to develop a consensus model of expertise through an iterative process of individual elicitation on a set of elements, assembly of results and re-elicitation on the new set of elements” (Léger and Naud, 2009).

2.1.2 Choosing Delphi expert consensus method

We must choose a method to interact with experts, especially because we seek for consensus among them. Sometimes, consensus builds rapidly and spontaneously in science, based on a critical piece of evidence. This is the case in epidemiological and medical sciences, where a single piece of evidence may be sufficient to change expert beliefs (Jorm, 2015). Sometimes, the consensus is not spontaneous. It has to be elaborated at length.

To elaborate consensus, the selected approach stems from the theory of “wisdom of crowds” (Surowiecki, 2004). This theory assumes that groups can make correct judgements under certain conditions. In case of experts’ consensus, it needs to be ascertained systematically by using methods that are known to produce accurate outcomes and good answers. Research has been conducted to get a better insight into conditions under which groups of individuals with some expertise make good decisions. We rely on Surowiecki (2004) who defines as ‘crowd’ any group of individuals with some expertise, including scientists.

The consensus develops over time thanks to increase of knowledge. For this reason, it is proper to implement a Delphi method², which increase knowledge of participants. Delphi was originally developed as a method for forecasting, and has been widely applied in other fields, including health research³. As reported by Rowe and Wright (1999) and by Jorm (2015), the Delphi method has many variants. From Jorm (2015), there is a facilitator who:

1. Organizes the Delphi study
2. Recruits a group of individuals with some expertise on the topic
3. Compiles a questionnaire with a list of statements that the experts rate for agreement
4. Gathers responses from the members of the group using the questionnaire
5. Gives anonymous feedback to individuals in the group about how their responses compare to the rest of the group
6. The members of the group can revise their responses to the questionnaire after receiving the feedback
7. Responses converge across rounds of questionnaires, with some statistical criterion being used to define consensus

2.1.3 Knowledge elicitation in the banana case

Following suggestions of Surowiecki (2004):

1. The wisdom-of-crowds literature clearly shows that groups make better decisions when they gather diverse expertise (Jorm, 2015). While selecting

² A Delphi expert consensus method is defined as “a systematic way of determining expert consensus that is useful for answering questions that are not amenable to experimental and epidemiological methods” (Jorm, 2015).

³ For estimating the burden and disease costs, an example of Delphi experts consensus method was implemented by Trasande et al. (2015), where it was used to judge the strength of epidemiological data.

the expert panel, the researcher should choose a group of individuals including different expertise relevant to the question.

In the present case, we selected 6 experts from different scientific areas namely: agronomists, economists and exposure assessment specialists. We selected the expertise to map real practices implemented in banana plantations both from the agronomic point of view and from the exposure one, emphasizing the workflow⁴ and the work organization in the plantation.

2. All experts were interviewed separately and anonymously, for one hour.
3. All experts interviewed are employed in independent organization working on agricultural and environmental practices improvement.
4. The information collected from the expertise was organized in 9 knowledge trees (Huosong et al., 2003; Yager, 2006; Marceau, 2007).

We performed several rounds of interviews. A round consisted of interviews of all experts. A synthesis was performed to close the round after the whole range of interviews. Rounds were repeated until completion (no supplementary information might be collected) and until achieved a certain consensus level.

The experts were interviewed to collect knowledge on each phase of banana production systems implemented in the various parts of the World. The interviews focused on work management, regarding the quantity and quality of the exposure due to the work practices described by experts.

At this stage, the aim was to map the different existing banana production systems, while highlighting the causes of good and bad practices. The resulting knowledge allows us to indicate, for each elementary action from one given banana production system, what is the level of exposure to pesticides for the operators and for the farmworkers.

3. Results and Discussion

3.1 Knowledge trees devising

Knowledge collected through interviews was organized in knowledge trees. During the first round an initial version of the knowledge trees was drawn. The changes proposed by the expert during a subsequent interview may have been an addition, a deletion or a modification of several tree elements.

The different possible banana production systems have been described along nine different maps. The maps display the different crop trajectories regarding each phase of banana cultivation, for the duration of one plantation.

So, nine knowledge trees were built corresponding to the main phases of banana cultivation:

1. Destruction of the old plantation
2. Fallowing
3. Nursery
4. Nursery (shadehouse)
5. Fertilization
6. Weeding
7. Plant protection (Black Sigatoka and weevils)

⁴A workflow can be defined as « [A]n orchestrated and repeatable pattern of business activity enabled by the systematic organization of resources into processes that transform materials, provide services, or process information (IBM, 2016).

8. Bunch care
9. Post-harvest treatments (in the packaging plant).

We structured the trees in order to map the different alternatives regarding the main occasions of exposure for operators, as reported in literature (e.g., Damalas and Eleftherohorinos, 2011; Inserm (dir.), 2013; Wesseling et al., 2001). Circumstances of exposure are typically: the preparation of pesticide mixture, the pesticide application and the equipment cleaning (included the treatment of the residues of pesticide mixture).

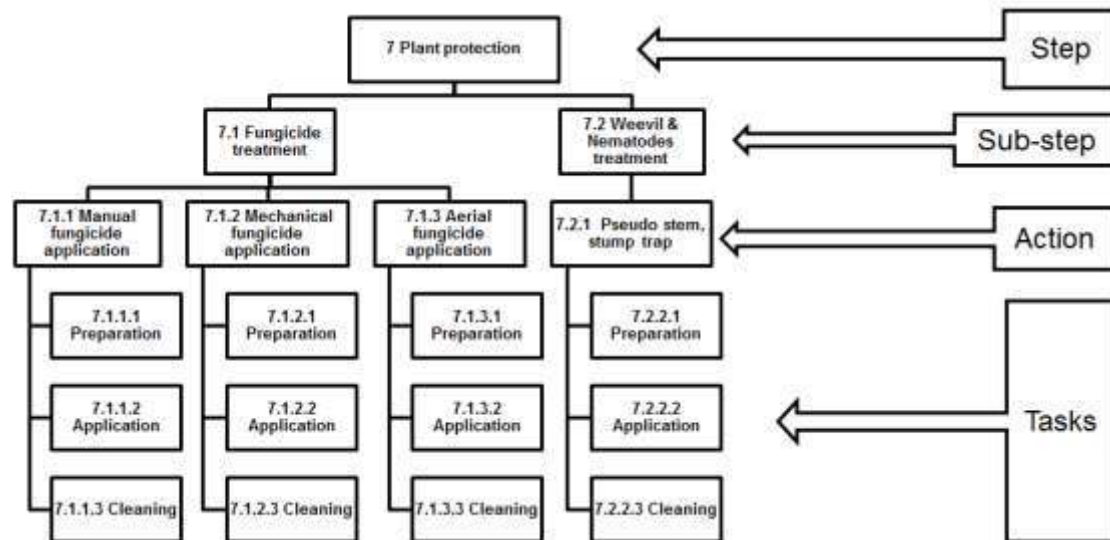


Figure 1: Example of workflow representation.

3.1.1 Tree structure

A workflow can be represented as a chronological sequence of steps, sub-steps, actions and tasks (Figure 1).

We organized the trees in a chronological way: firstly, the different steps that compose a banana production system were identified. For each one, the sub-steps to be implemented were highlighted. Then, we identified the alternative operating actions to accomplish each sub-step (for example, as reported in Figure 1, the sub-step “fungicide treatment” can be put into practice via manual, mechanical, or aerial fungicide application). Indeed, the interviews highlighted the relevant criteria which allow us to design different branches of the knowledge trees, and to derive the origin of different branches.

At last, the aim is allowing the experts to give “exposure rating” to the actions implemented in different crop trajectories. From literature, “[F]actors affecting the level of exposure include type of activity (e.g. mixing, loading, application or harvesting), method of application (e.g. air blast, backpack, aerial spray, hand spray or ground boom application), pesticide formulation (e.g. dilute or dust), application rate (e.g. weight of active-ingredient/ha), use of personal protective equipment (PPE) (e.g. gloves, respirators, face-shields, boots or overalls), and personal work habits and hygiene (e.g. changing into clean clothes/washing hands or taking bath/shower after the use of pesticide, frequency of healthcare

visits)” (Dosemeci et al., 2002, p. 246). The real practices analyzed by Dosemeci et al. (2002) appear to match with the factors taken into account by our panel of experts. The panel attributed different exposure levels (called w_j in the follow-up) to the different activities regarding the crop trajectory concerned. Exposure can take value “low”, “medium” or “high”, depending on experts’ opinion. Moreover, on the base of our knowledge trees, we were enabled to draw decision trees (not depicted here).

3.1.2 Human cost of pesticides calculation

The calculation of pesticide human cost can be achieved following several temporal intervals and spatial aggregations:

- for the entire lifespan of a plantation (5-30 years)
- for the cycle corresponding to a single crop (9 months to 12 months in routine)
- for all transactions for one year on a routine plantation (about 52 crops per year)
- by parcel, per hectare, or per any area of the plantation

Interpretation of results of pesticide human cost calculations should be done only by comparing two or more production systems with the same temporal and spatial scales. Indeed, result of calculation is meaningless in absolute value.

Data collected at this stage of the research can be simply gathered from real production systems, or estimated for use in anticipation. This feature represents a strength of our method, because it doesn’t require knowledge about the actual land applied doses. Indeed, it is quite easy to know what the theoretical applied dose is, but it is merely impossible to know the actual dose received by one operator when not wearing PPE properly.

Due to variations in exposure magnitude and duration, routes of absorption (skin, respiratory tract, gastrointestinal tract), and physiological variability between exposed individuals, it is often difficult to quantitatively assess the effective dose of a pesticide an individual has received either by measuring working hours or by monitoring the contamination level of the workplace (Ye et al., 2013). Allocation of the different w_j values by experts in the various tasks aims to fill in this knowledge gap. When experts allocate the level “medium exposure” to one situation, it means that the dose received by the operators exceeds the planned dose. When experts allocate the level “high exposure”, it means that the dose received by the operators exceeds by far the planned dose. So, it is not requested to know actual applied dose.

Based on these assumptions, it is possible to evaluate human costs of an existing or upcoming production system regarding pesticides. Data sources used in both cases will be different (Table 1). Hence it is possible to use trees and equations to test several possible farming systems before implementing them. In this sense, this work contributes to innovation in farming systems.

Finally, the calculation can be done for several temporal intervals and spatial aggregations, by adapting data collection.

Table 1: Possible data sources for different equation uses.

Variables	Σ actions	No. operators involved per task	No. of repetition of each task	Exposure level (w_j)	Product AOEL
Case :					
Production system implemented and recorded data	All actions are known	Real number of operators for each task	Real number of repetition for each task	Available knowledge trees	All products are known, so AOEL calculated
Upcoming production system or unknown data	Estimation of probable actions	Mean or probable interval	Observed mean or probable interval	Available knowledge trees	Average AOEL of the product category

4. Conclusions

The triple diagnostic here proposed (current, limits and potentials) provides a guide for a stepwise transformation, a progressive integration of new knowledge and practices, and knowledge-intensive inputs. In fact, evidence of actual practices dealing with pesticides and relative consequences can guide decision makers to perform more careful choices about the use of pesticides, encouraging less impacting practices affecting farmworkers health. This may be obtained by using available information and widespread awareness.

The main advantage of our method is that it is timely applicable by the manager at his/her plantation with reasonable efforts.

Otherwise, calculation lacks the precision that would be achieved by observing operators and measuring the amounts of pesticides to which they are actually exposed. Results of calculation are meaningless in absolute value so that they should be used for comparisons in the same spatial and temporal perimeter.

A feasibility test of the new method will be implemented. The test will check: i) if the method can identify a production system in a real case; ii) the quickness and ease in defining and recognizing a production system from the combination of knowledge charts. This recognition is the prerequisite to find the exposure level (w_j) of each implemented task in the present maps. The test will also check iii) if data necessary for calculating costs are easy or not to collect on plantation.

5. References

- Alavanja, MCR, Ross, MK, Bonner, MR, 2013. Increased cancer burden among pesticide applicators and others due to pesticide exposure. *CA. Cancer J. Clin.* 63, 120–142. doi:10.3322/caac.21170
- Arcury, TA, Quandt, SA, Barr, DB, Hoppin, JA, McCauley, L, Grzywacz, JG, Robson, MG, 2006. Farmworker exposure to pesticides: methodologic issues for the collection of comparable data. *Environ. Health Perspect.* 114, 923–928.
- Blair, A, Ritz, B, Wesseling, C, Beane Freeman, L, 2015. Pesticides and human health. *Occup. Environ. Med.* 72, 81–82. doi:10.1136/oemed-2014-102454
- Busset, G, Belaud, JP, Montréjaud-Vignoles, M, Sablayrolles, C, 2014. Integration of social LCA with sustainability LCA : a case study on virgin olive oil production, in: Macombe, C., Loeillet, D.

(Eds.), Pre-Proceedings of the 4th International Seminar in Social LCA. pp. 73–80.

Chopra, K, Rush, R, Mendonta, D, Wallace, W, 2000. Acquiring and assessing knowledge from multiple experts using graphical representations. In C. T. Leondes (Ed.), Knowledge based systems techniques and applications (pp. 293–326). San Diego, CA: Academic Press.

Damalas, CA, Eleftherohorinos, IG, 2011. Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 8, 1402–1419. doi:10.3390/ijerph8051402

Di Cesare, S, Macombe, C, Petti, L, Loeillet, D, 2016. Necessity of including the evaluation of pesticides impacts on farmworkers health in social LCA. 5th International Conference in Social Life Cycle Assessment, Harvard, Cambridge (US), 13th – 15th June. Book of abstracts, pp. 6-7

Dosemeci, M, Alavanja, MCR, Rowland, AS, Mage, D, Hoar Zahm, S, Rothman, N, Lubin, JH, Hoppin, JA, Sandler, DP, Blair, A, 2002. A quantitative approach for estimating exposure to pesticides in the agricultural health study. *Ann. Occup. Hyg.* 46, 245–260. doi:10.1093/annhyg/mef011

Feola, G, Binder, CR, 2010. Identifying and investigating pesticide application types to promote a more sustainable pesticide use. The case of smallholders in Boyaca, Colombia. *Crop Prot.* 29, 612–622. doi:10.1016/j.cropro.2010.01.008

Feola, G, Gallati, JA, Binder, CR, 2012. Exploring behavioural change through an agent-oriented system dynamics model: The use of personal protective equipment among pesticide applicators in Colombia. *Syst. Dyn. Rev.* 28, 69–93. doi:10.1002/sdr.469

Franze, J, Citroth, A, 2011. A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 366–379. doi:10.1007/s11367-011-0266-x

Huosong, X, Kuanqi, D, Shuqin, C, 2003. Enterprise knowledge tree model and factors of KMS bases on E-C. *J. Knowl. Manag.* 7, 96–106.

Inserm (dir.), 2013. Pesticides: Effets sur la santé.

Jaga, K, Dharmani, C, 2003. Sources of exposure to and public health implications of organophosphate pesticides. *Rev. Panam. Salud Publica* 14, 171–185. doi:10.1590/S1020-49892003000800004

Jorm, AF, 2015. Using the Delphi expert consensus method in mental health research. *Aust. New Zeal. J. Psychiatry* 49, 887–897. doi:10.1177/0004867415600891

Khan, FS, Razzaq, S, Irfan, K, Maqbool, F, Farid, A, Illahi, I, 2008. Dr . Wheat : A Web-based Expert System for Diagnosis of Diseases and Pests in Pakistani Wheat, in: (WCE) World Congress on Engineering. pp. 2–7.

Léger, B, Naud, O, 2009. Experimenting statecharts for multiple experts knowledge elicitation in agriculture. *Expert Syst. Appl.* 36, 11296–11303. doi:10.1016/j.eswa.2009.03.052

Marceau, J, 2007. The knowledge tree : CSIRO in Australia's innovation systems. *Innov. Manag. policy Pract.* 9, 98–112.

Prasad, R, Ranjan, KR, Sinha, AK, 2006. AMRAPALIKA: An expert system for the diagnosis of pests, diseases, and disorders in Indian mango. *Knowledge-Based Syst.* 19, 9–21. doi:10.1016/j.knosys.2005.08.001

Ross, J, Driver, J, Lunchick, C, O'Mahony, C, 2015. Models estimating human exposure to pesticides. *Outlooks Pest Manag.* 33–37. doi:10.1564/v26

Rowe, G, Wright, G, 1999. The Delphi technique as a forecasting tool: issues and analysis. *Int. J. Forecast.* 15, 353–375.

Sarma, SK, Singh, KR, Singh, A, 2010. An Expert System for diagnosis of diseases in Rice Plant. *Int. J. Artif. Intell.* 1, 26–31.

Surowiecki J (2004) *The Wisdom of Crowds: Why the Many Are Smarter Than the Few*. London: Abacus.

Trasande, L, Zoeller, RT, Hass, U, Kortenkamp, A, Grandjean, P, Myers, JP, Digangi, J, Bellanger, M, Hauser, R, Legler, J, Skakkebaek, NE, Heindel, JJ, 2015. Estimating burden and disease costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 100, 1245–1255. doi:10.1210/jc.2014-4324

Van Wendel De Joode, BN, De Graaf, IAM, Wesseling, C, Kromhout, H, 1996. Paraquat exposure of knapsack spray operators on banana plantations in Costa Rica. *Int. J. Occup. Environ. Health* 2, 294–304.

Wesseling, C, Van Wendel De Joode, B, Ruepert, C, León, C, Monge, P, Hermosillo, H, Partanen, TJ, 2001. Paraquat in developing countries. *Int. J. Occup. Environ. Health* 7, 275–286. doi:10.1179/oeh.2001.7.4.275

Yager, RR, 2006. Knowledge Trees and Protoforms in Question-Answering Systems. *J. Am. Soc. Inf. Sci. Technol.* 57, 550–563.

Ye, M, Beach, J, Martin, J, Senthilselvan, A, 2013. Occupational Pesticide Exposures and Respiratory Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 10, 6442–6471. doi:10.3390/ijerph10126442

Improving resource efficiency in the cultivation of bread wheat through precision agriculture

Ricardo Villani, Simona Bosco*, Federico Dragoni, Matteo Ruggeri, Pierluigi Meriggi, Cristiano Tozzini, Giorgio Ragagnoli

¹Institute of Life Sciences, Scuola Superiore Sant'Anna, Pisa

² Horta Srl, Spin Off dell'Università Cattolica, Piacenza

Email*: s.bosco@santannapisa.it

Abstract

*Precision agriculture has been identified as a winning farming management system able to optimize return of inputs while preserving resources. The combination of integrated agriculture with precision agriculture strategies could allow to meet crop needs while improving crop yields. The main goal of this study is to assess the environmental impacts reduction derived from the introduction of precision agriculture under integrated farming (IFPA) in the cultivation of bread wheat (*Triticum aestivum* L.) in comparison with integrated farming alone (IF) in Central Italy. Main results, obtained over three wheat varieties, showed no differences between IF and IFPA in terms of crop yield, with an average value of 8.8 t and 8.6 t grain (14% moisture), for IF and IFPA respectively. Marked reduction for IFPA was estimated for GWP, equal to -32% across varieties due to lower GHG emissions both from direct (N₂O from soil) and indirect sources (fertilizer production).*

1. Introduction

Low-input cropping systems were introduced worldwide in order to reduce the environmental impacts of intensive farming, but some of their benefits are offset by lower yields. Depending on the initial situation and the impacts considered, reducing inputs will in itself either reduce or increase environmental impacts per product unit. Indeed, highly eco-efficient cropping systems require application of optimum quantities instead of minimum levels of external inputs. The implementation of new technologies has led to the diffusion of precision agriculture, aimed to define a decision support system (DSS) for the whole farm management, based on measuring and responding to inter and intra-field variability in crops, with the goal of optimizing returns on inputs while preserving resources (McBratney et al, 2005). Indeed, precision agriculture can often improve net return to grain crop production by either increasing yield, reducing yield variability or reducing input costs (Scharf et al 2011). Moreover, precision agriculture has been evaluated also as an opportunity for environmental protection through reduced agrochemical use, increased nutrient-use efficiency and diminished off-field movement of soil and agrochemicals (Berry et al. 2003).

LCA is a methodology widely applied in agriculture and many studies have been carried out comparing different agricultural practices, mostly comparing conventional with organic agriculture (Tuomisto et al., 2012). To date, far less research has been devoted to the evaluation of conventional low input systems, such as integrated agriculture, and to identifying practical solutions for its improvement. Integrated Production was initially a voluntary scheme that

established environmental requirements beyond conventional farming practices, based on Integrated Pest Management and restricted site-specific use of fertilizers (EU, 2009). The combination of integrated agriculture with precision agriculture strategies could allow to meet crop needs while improving crop yields.

Bread wheat is one of the crops where precision agriculture is rapidly developing, in particular for pest management and the optimization of nitrogen fertilization.

The environmental sustainability of cereals production has been addressed by many LCA studies in the last years (Renzulli et al., 2015), focussing on different production systems, mainly on conventional vs organic cultivation (Meisterling et al., 2009; Williams et al., 2010; Tuomisto et al., 2012; Fantin et al., 2017), on the impact of fertilizers (Goucher et al., 2017), or revising wheat production at European scale (Achten and Van Acker, 2016).

The main goal of this study was to assess the environmental impacts reduction of introducing precision agriculture management in the cultivation of wheat (*Triticum aestivum* L.) in Central Italy under integrated farming, comparing bread wheat cultivation under an integrated farming system (IF) with an integrated farming system with precision agriculture support (IFPA). The study was carried out within the NETSOSTEN project (NETwork per la SOSTenibilità del grano TENero, PIF 2012, funded by Tuscany Region).

2. Materials and Methods

The cultivation of bread wheat (*Triticum aestivum* L.) was carried out in the 2013-2014 growing season in a large farm in the coastal plains of Tuscany (Central Italy), using three varieties (Exotic, PR22R58, Solehio). The tested crop managements were i) an integrated agricultural management, used as baseline (IF); ii) an integrated farming system improved by using a DSS based on precision agriculture principles for both nitrogen fertilization and pest management (IFPA). Baseline integrated system refers to the typical integrated farming techniques applied by the local farmer to wheat cultivation, following regional integrated farming guidelines and farmer's personal experience. The integrated precision agriculture system (IFPA) consisted in an integrated management supported by a decision support system which aims at optimizing wheat cultivation systems, namely grano.net[®] DSS, developed by Horta Srl. The DSS suggests seeding period, fertilization, herbicide and fungicide application timing and doses. In particular, it is also able to suggest the specific type of fungicide, dose and timing of application, according to actual, real-time risks of fungal infections. For the implementation of the DSS, soil data is gathered and analysed and other environmental parameters (rain, air humidity, air temperature and leaf wetness) are continuously transmitted from the meteorological station to the DSS central processing centre, which elaborates real-time advises, made available to farmers through an online platform. Details of crop management on hectare basis are reported in Table 1.

Table 1: Main differences in the agricultural practices on hectare basis of the two systems for bread wheat cultivation; IF means Integrated Farming while IFPA means Integrated Farming supported by Precision Agriculture.

Agricultural input	Details	Crop management	
		IF	IFPA
Diesel consumption for all agricultural practices (kg ha ⁻¹)		58	53
Seeds (kg ha ⁻¹)		230	257
Nitrogen fertilization splitting (kg N ha ⁻¹)	1° - before sowing	26	0
	2° - tillering	92	69
	3° - stem elongation	69	74
	4° - booting	26	0
	Total	213	143
Phosphate fertilization (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹)	monoammonium phosphate (26%)	52	
	potassium phosphate (20%)		27
Pesticides (kg ha ⁻¹)		1.8	1.3
Herbicides (kg ha ⁻¹)		0.5	1.2

The life cycle assessment (LCA) methodology was applied through a cradle-to-farm gate LCA to the wheat cultivation for the three varieties, comparing the two different systems (IF and IFPA). Both hectare and ton of grain production were used as functional unit, to highlight possible contrasting results on crop yield.

The temporal reference was a wheat growing season, from soil tillage to crop harvest, and system boundaries included the production of farming inputs and their transport, fuel used within the cultivation phase, emissions to environment (Fig 1). In this phase, emissions from soil, such as ammonia (NH₃), of direct and indirect nitrous oxide (N₂O) or nitric oxide (NO), and emissions to water and soil as potential leaching of phosphorous and nitrates, were calculated using farm-specific data on fertilization doses according to PCR 2013:05 Arable Crops.

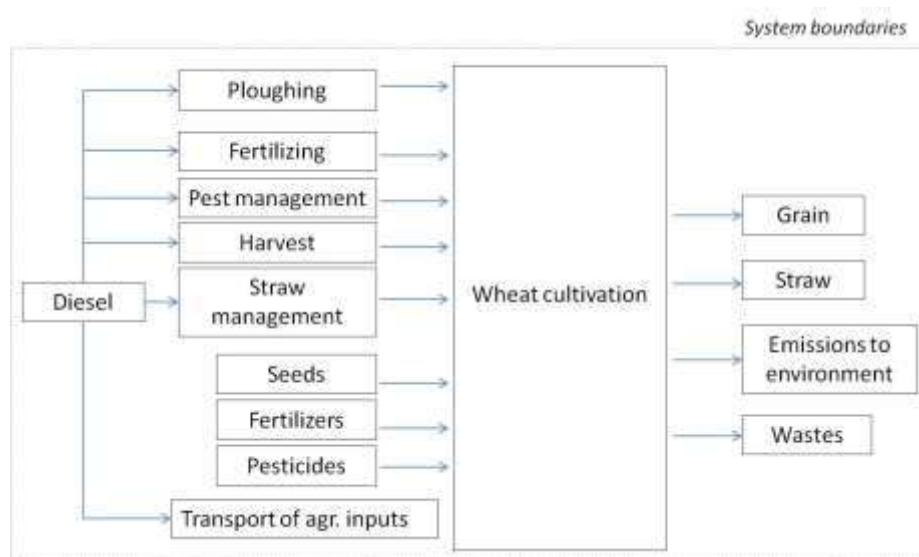


Figure 1: System boundaries for bread wheat cultivation.

Economic allocation was performed between wheat grain and straw considering inputs and environmental burdens allocated on average among varieties and treatments equal to 88% to grain and 12% to straw. Market prices of wheat grain and straw are reported in Table 2.

Table 2: Data used for economic allocation between wheat grain and straw.

Product	Characteristic	€ t ⁻¹	Source
Grain	14% moisture	185	Borsa Merci Telematica Italiana (2014)
Straw	fresh product	42	

A set of indicators was used to characterize the environmental sustainability of wheat cultivation, namely the Global Warming Potential (GWP - IPCC, 2013, AR5); Blue water (BW); Non renewable energy (NRE) and renewable energy (RE); Acidification Potential (AP) and Eutrophication Potential (EP) (CML, 2001v. April 2015). The modelling and the impact assessment were performed using the GaBi software (thinkstep, 2017, GaBi6), the bundled database and the ecoinvent database (Ecoinvent Centre, 2007, version 2.2).

3. Results and discussions

Main results on crop yield showed no differences between IF and IFPA between the two crop systems, with an average value across varieties of 8.8 t and 8.6 t grain 14% moisture (-2%), for IF and IFPA respectively.

As expected, IFPA did not lead to increased yields. This type of outcome was reported also in a long term study on bread wheat in Missouri, where the main result was obtained on the reduction of temporal yield variation (Yost et al., 2016).

However, differences were observed in terms of environmental impacts. In fact, the analysis of results on hectare basis showed a general reduction of potential impacts in 5 indicators out of 7 (GWP, BW, NRE, AP, EP) while small increases were observed in RE and ODP (Table 3). Details of the contribution analysis are reported in Figure 2.

A marked difference was observed for GWP, with an average reduction across varieties of 33% in IFPA, due in particular to lower direct (N₂O emissions from soil) and indirect (fertilizer production) GHG emissions from nitrogen fertilizers (Figure 2).

NRE consumption showed a similar level of reduction in IFPA (-30%) due to the lower energy consumption for fertilizers and fungicides production and less fertilizing field operations. Moreover, in IFPA impacts for EP were lowered on average by 16%, due to reduced emissions from soil from nitrogen fertilizers.

On one hand, modest reductions were observed for AP and BW. In particular, BW showed a little decrease (-5%), due to the reduction in herbicides and

pesticides distribution in IFPA, while AP decrease (-6%) was due to reduced ammonia emissions from soil and from fertilizers production.

On the other hand, IFPA had a small increase for RE and ODP. RE increase was due to an higher seed doses (+2%), while for ODP the production of phosphate fertilizers contributed to these results (+1%).

On both hectare and ton basis analyses, the entities of reduction from IF the IFPA were the same, with lower values on ton basis due to the effect of crop yield (Table 4).

Table 3: Results of LCIA of bread wheat cultivation in the two crop management systems on hectare basis.

Indicator	Unit	IF	IFPA
GWP	kg CO ₂ eq	2247	1505
BW	m ³	1149	1087
NRE	MJ	18228	12732
RE	MJ	4116	4218
AP	kg SO ₂ eq	37	35
EP	kg PO ₄ eq	16	14
ODP	kg R11-Equiv.	3.0E-05	3.1E-05

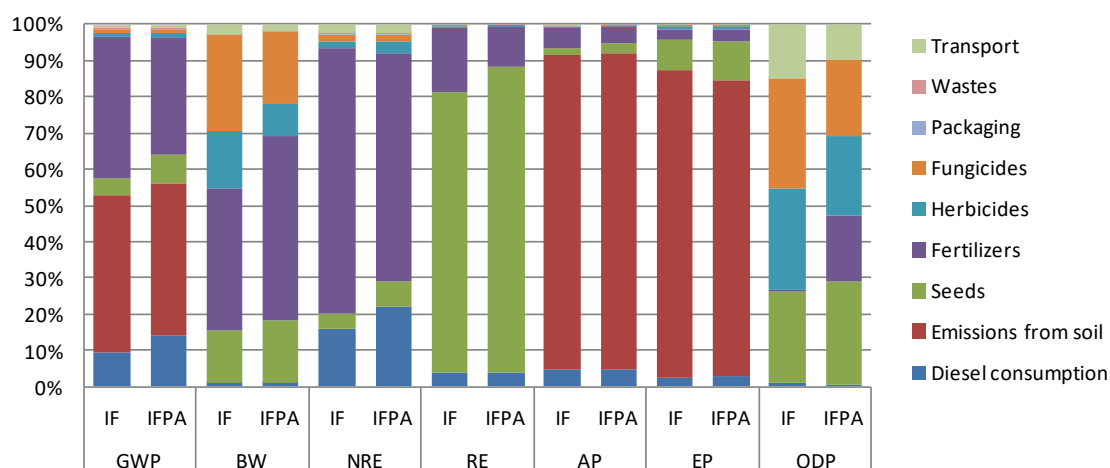


Figure 2: Contribution analysis for the cultivation of 1 ha of bread wheat in IF and IFPA systems.

Table 4: Results of LCIA of bread wheat cultivation in the two crop management systems on ton basis.

Indicator	Unit	IF	IFPA
GWP (IPCC, 2013 AR5)	kg CO ₂ eq	255	174
Blue water	m ³	131	126
NRE	MJ	2071	1476
RE	MJ	468	489
AP	kg SO ₂ eq	4	4
EP	kg PO ₄ eq	2	2
ODP	kg R11-Equiv.	3.4E-06	3.6E-06

Overall, when reductions were observed, these were of large entities in 3 out of 5 indicators (GWP, NRE, EP), while increases were in both cases (RE, ODP) of small entities.

Our results on ton basis for IF system are in the lower end of the range reported in the meta-analysis by Achten and Van Acker (2015) on the EU-average impacts of 1 kg of wheat production for the following indicators: Energy requirement (2.5, range 1.5 - 6.0 MJ kg⁻¹), GWP (0.26, range 0.3 - 1.1 kg CO₂eq kg⁻¹), AP (4.3, range 1.9 - 6.3 g SO₂eq kg⁻¹), EP (1.9, range 0.3 - 3.0 g PO₄eq kg⁻¹).

Subsequently, results for IFPA system are even below the lower end of this range, meaning very low environmental impacts on ton basis. In both cases this result is probably due to the high yields achieved in 2014.

As highlighted by many authors, the management of nitrogen fertilization is the key for low-emission wheat production and the preservation of crop yield, since fertilizers use was found to be the largest single process contributing to environmental impact categories (Wang and Dala, 2015; Gourcher et al., 2017). In our study, it accounted for about 80% for GWP, 40% for BW, 70% for NRE, 90% for AP, 85% for EP in IF systems, as reported in figure 2.

4. Conclusions

In this study an integrated farming system was compared with an integrated farming system supported by precision agriculture. The good performances of the IFPA system on wheat grain yield allowed to achieve lower environmental impacts. Indeed, the IFPA system performed better than the IF system, in 5 out of 7 indicators, both on hectare and ton basis. These results highlighted that combining a low input agriculture with the support of precision agriculture improves the sustainability of the crop cultivation.

5. References

- Achten, Wouter MJ, and Karel Acker, 2016. EU-Average Impacts of Wheat Production: A Meta-Analysis of Life Cycle Assessments. *Journal of Industrial Ecology* 20.: 132-144.
- Berry, JK, Delgado, JA, Khosla, R, & Pierce, FJ, 2003. Precision conservation for environmental sustainability. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(6), 332–339.
- Borsa Merci Telematica Italiana (23.10.14 to 29.10.14); baled wheat straw – monthly quotation of the Borsa Merci Forlì-Cesena (10.2014).
- EcolInvent Centre, 2007. EcolInvent data v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- EU, 2009. Directive 2009/128/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 Establishing a Framework for Community Action to Achieve the Sustainable Use of Pesticides.
- Fantin, V, Righi, S, Rondini, I, Masoni, P, 2017. Environmental assessment of wheat and maize production in an Italian farmers' cooperative. *Journal of Cleaner Production*, 140, 631-643.
- Goucher, L, et al., 2017. The environmental impact of fertilizer embodied in a wheat-to-bread supply chain." *Nature Plants* 3: 17012.

McBratney, A, Whelan, B, Ancev, T, 2005. Future Directions of Precision Agriculture. *Precision Agriculture*, 6, 7-23.

Meisterling, K, Samaras, C, & Schweizer, V, 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production*, 17(2), 222-230.

Renzulli, PA, Bacenetti, J, Benedetto, G, Fusi, A, Ioppolo, G, Niero, M, Proto M, Salomone R, Sica D, Supino, S, 2015. Life cycle assessment in the cereal and derived products sector. In *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector* (pp. 185-249). In: Notarnicola, B, Salomone, R, Petti, L, Renzulli, PA, Roma, R, Cerutti, AK (Eds.), *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector e Case Studies, Methodological Issues and Best Practices*. Springer International Publishing, Switzerland.

Scharf, PC, Shannon, DK, Palm, HL, Sudduth, KA, Drummond, ST, Kitchen, NR, et al., 2011. Sensor-based nitrogen applications out-performed producer-chosen rates for corn in on-farm demonstrations. *Agronomy Journal*, 103(6), 1683–1691.

Thinkstep, 2016. GaBi6 Software and Professional Databases.

Tuomisto, HL, Hodge, ID, Riordan, P, Macdonald, DW, 2012. Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. *Annals of Applied Biology*, 161(2), 116-126.

Wang, W., and Ram C. Dalal, 2015. Nitrogen management is the key for low-emission wheat production in Australia: A life cycle perspective. *European Journal of Agronomy* 66: 74-82.

Yost, MA, et al., 2016. Long-term impact of a precision agriculture system on grain crop production. *Precision Agriculture*: 1-20.

Substitution of energy crops with bio-waste in an existing anaerobic digestion plant: an environmental and energetic analysis

Francesco Di Maria^{1*}, Federico Sisani², Marzio Lasagni³

¹University of Perugia, Dipartimento di Ingegneria, Via G. Duranti 93, 06125 Perugia, Italy

²University of Perugia, Dipartimento di Ingegneria, Via G. Duranti 93, 06125 Perugia, Italy,

³AISA Impianti, Strada vicinale dei Mori, 52100 Arezzo, Italy

Email*: francesco.dimaria@unipg.it

Abstract

The present study was conducted to investigate the environmental and energetic consequences of substituting energy crops with bio-waste in an existing anaerobic digestion facility in a life cycle perspective. The study was commissioned by the interested companies in view of supporting this implementation both for local authorities and other interested stakeholders. Currently 17,667 Mg/year and 23,000 Mg/year of energy crops and bio-waste, respectively, are processed separately, the former in an anaerobic digestion plant and the latter in a composting facility. In the new scenario the bio-waste was used to replace the energy crops. The solid fraction of the digestate was composted, whereas the liquid fraction was treated in a wastewater treatment plant. Preliminary results showed a decrease in the amount of energy recovered for the modified scenario but also lower values for all the impact categories considered in this study.

1. Introduction

Aerobic and anaerobic biological processes are widely exploited for the treatment of bio-waste and biomass. In general aerobic processes, such as composting, are of particular interest because of their robustness and ability to return stabilized materials exploitable as soil improvers, even if composting requires a high consumption of energy (Di Maria, 2012). On the other hand, investment costs are higher for anaerobic digestion (AD) (Di Maria et al., 2012), but biodegradable substrates can be converted into two main streams: a biogas, composed mainly of methane and carbon dioxide exploitable as fuel for renewable energy production, and a quite stabilized soil improver for agricultural use (Martins et al., 2009). Furthermore AD is also an important process for achieving the 2020 EU objectives (Beurskens et al., 2012) on greenhouse gas (GHG) reduction and renewable energy production. Concerning renewable energy production, waste materials like manure, crop residues, sewage sludge, the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and fruit and vegetable waste are of particular interest since they do not compete with food crops as substrates for AD (Apples et al., 2011). Several studies have been carried out concerning the AD of different types of biomass such as cheese whey and dairy manure (Kovacik and Topaloglu, 2010) or animal waste, crop residues, energy crops and waste (Poschl et al., 2010).

The environmental benefits arising from the adoption of AD have been extensively reported in the literature. For example, benefits arising from the agronomic exploitation of digestate were investigated by Albuquerque et al. (2012), Moller and Muller (2012) and Nkoa (2014). On the other hand, Bernstad and La Cour Jansen (2011) found that for the Danish context anaerobic digestion of OFMSW gave a higher net avoidance of GHG compared to incineration. These findings are in accordance with those of Khoo et al. (2010) and Sonesson et al. (2000) concerning the AD of OFMSW compared to incineration in Singapore and Uppsala (Sweden), respectively. On the contrary, a similar study performed by Di Maria and Micale (2015) for an Italian waste management district gave opposite results, confirming the importance of taking the energetic context into consideration in environmental analysis studies.

These findings indicate that there is a lack of knowledge about the global environmental and energetic benefits achievable by AD and a lack of knowledge about the most suitable substrate. The aim of the present study was to investigate the environmental and energetic consequences arising from the substitution of energy crops with bio-waste in an existing AD facility. The study was carried out on the basis of full-scale and experimental data, also using a LCA approach.

2. Materials and methods

The study was performed comparing two different scenarios. The first consisted in the separate treatment of OFMSW by composting and energy crops by AD (Fig. 1). In the second, modified scenario the OFMSW was used to substitute for the energy crops in the AD (Fig. 2).

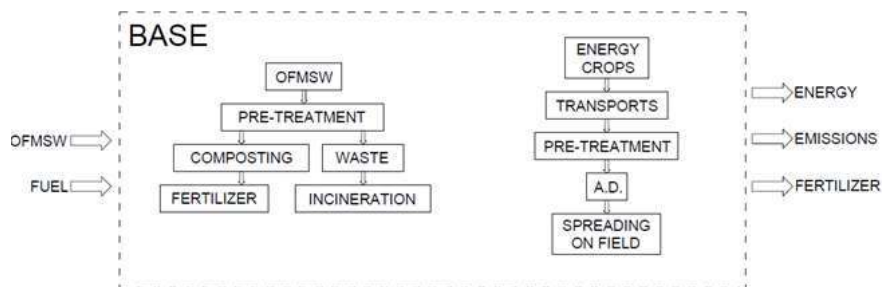


Figure 1: System boundaries and flow chart of the base scenario.



Figure 2: System boundaries and flow chart of the modified scenario.

2.1 The base scenario

In the base scenario 23,000 Mg/year of OFMSW were processed in an existing composting facility to produce an organic fertilizer. Waste generated by this process, about 6,200 Mg, was incinerated with energy recovery (Di Maria and Micale, 2015). The main features concerning this facility are reported in Table 1. On the other hand, about 17,000 Mg/year of energy crops (Table 2), generating about 4,000,000 m³/year of biogas and about 8,000 MWh of electricity were processed in an AD facility, located about 50 km from the composting facility. AD digesters were the wet type, operating with 9% total solids (TS). To dilute the energy crops a given amount of digestate was recirculated after solid-liquid separation. Both solid and liquid digestates were used as fertilizers.

2.2 The modified scenario

In the modified scenario (Fig. 2), the energy crop was substituted by the OFMSW for feeding the anaerobic digester. After adequate pre-treatment, the OFMSW was transported by truck to the anaerobic digester facility (Table 3). Also in this case the waste generated by the pre-treatment, about 6,200 Mg, was incinerated with energy recovery. The resulting digestate was first separated into solid and liquid fractions, and then the solid fraction was transported back to the composting facility. A given amount of liquid digestate was used to dilute fresh OFMSW to 9% TS. The remaining amount was transported to the wastewater treatment plant (WWTP), about 130 km away.

Table 1: Main features of the composting facility (year 2016).

Parameter	Amount	Unit
OFMSW	23,000	Mg
Waste (to incineration)	6,210	Mg
Energy consumption	920	MWh
Energy (waste incineration)	300	kWh/Mg
N	14	kg/Mg compost
P ₂ O ₅	6.74	kg/Mg compost
K ₂ O	19.3	kg/Mg compost
C sink	201	kg/Mg compost

Table 2: Main features of the AD facility (year 2016).

Parameter	Amount	Unit
Maize	6,332	Mg
Sorghum	5,802	Mg
Triticale	3,740	Mg
Alfalfa	1,793	Mg
Fuel for crops	69	Mg
Fuel for transport to fields	82	Mg
Fuel for spreading	23	Mg
Fuel for plant management	14.5	Mg
Fertilizer 60% N, 40% diammonium phosphate	155	Mg
Net energy	7,738	MWh
N	0.34	kg/m ³ digestate
P ₂ O ₅	0.05	kg/m ³ digestate
K ₂ O	0.28	kg/m ³ digestate
Csink	1.46	kg/m ³ digestate

Table 3: Main features of the modified scenario.

Parameter	Values	U.M.
OFMSW	23,000	Mg
Waste to incineration	6,210	Mg
OFMSW Pre-treatment	50	kWh/Mg
Solid digestate	0.909	Mg/Mg
Liquid digestate to WWTP	0.091	Mg/Mg

2.3 Bio methane potential

Data related to the generated biogas and to the amount of energy recovered by the AD of energy crops refer to the year 2016 (Tab. 2). Otherwise the energetic potential of the OFMSW was determined by experimental tests. OFMSW was withdrawn at different times from the existing composting facility and then ground after removing bulky materials.

Table 4: Inoculum and OFMSW characterization.

Parameter	Inoculum	OFMSW
TS (%w/w)	3.46	26.6±0.09
VS (%w/w)	86.2	90.3±0.03
pH	6.78	4.43±0.51
C (%TS)	39.5	43.7±3.67
N (%TS)	-	2.88±1.13
BMP (NLCH ₄ /kgVS)	-	523±95

The bio-methane yield (BMP) (NLCH₄/kgVS) was determined on fresh OFMSW by digesting 100 ml of each substrate in 500 ml anaerobic bottles. TS concentration was maintained ≤4% w/w by dilution with demineralized water, when necessary. For the BMP test, inoculation was carried out with 300 ml of digestate (Table 4) coming from the full-scale digester in order to maintain a volatile solids (VS) of inoculum to VS of substrate ratio of about 2. Anaerobic batch reactors were flushed with nitrogen before starting the run and shaken manually one time each day during the test. Bio-methane was determined by using a volume displacement system with a solution of 2N NaOH in demineralized water to capture CO₂. The contribution of inoculum to bio-methane production was evaluated by the same method. All BMP runs were performed in triplicate in a controlled temperature chamber at a temperature of 35°C±2°C. TS (% w/w) and consequently moisture content (MC) (%w/w) were determined by measuring weight loss after heating at 105°C for 24h. VS (%TS) was determined by measuring the change in weight of TS after burning at 550°C for 24 h.

2.4 Environmental analysis

From the environmental point of view, the goal of the present study was to compare two different scenarios. Life cycle inventory (LCI) framework was consequential. The backgrounds of the systems were OFMSW, fuels and mineral fertilizers. The foregrounds of the systems were energy, nutrients and emissions. LCI was retrieved from the Ecoinvent 3.0 database (Wernet et al., 2016) and adjusted on the basis of the experimental data and that observed directly. The foregrounds were not able to influence the background for which average market values were used. In accordance with Turconi et al. (2009), natural gas was considered as marginal energy to be substituted with the that generated by AD and incineration.

2.5 Impact assessment method

The ILCD Midpoint (EU, 2012) impact assessment method was used. Impact categories were (Table 5): Global Warming Potential at 100 years (GWP); Ozone Depletion Potential (ODP); Human toxicity, non-cancer effects (HTnc); Human toxicity, cancer effects (HTc); Particulate matter (PM); Photochemical Ozone Formation (POF); Acidification (A); Eutrophication Terrestrial (ET); Fresh Water Eutrophication (FWE); Fresh water ecotoxicity (FWec); Water resource

depletion (WRD); Mineral, fossil and renewable Resource Depletion (RD). To evaluate which of the impact categories was most affected by the scenarios considered, normalization factors of the EU27 domestic extraction of resources and emissions per person with respect to the year 2010 were used.

3. Results and discussion

In the base scenario the amount of electrical energy recovered from the AD of energy crops and from incineration of the waste from pre-treatment of OFMSW were 1,863 MWh and 7,738 MWh, respectively. In the modified scenario the amount of energy recovered from the AD of OFMSW was 4,440 MWh, whereas the amount of energy recovered from incinerating the waste from OFMSW was the same as the base scenario (Table 6). Considering the energy consumption of the different activities involved in the two scenarios, net energy was about 8,680 MWh and about 3,453 MWh for the base and the modified scenario, respectively.

Table 5: Impact assessment categories.

Impact category	Unit	Norm. factor EU27 (2010)	Unit
GWP	kgCO ₂ eq.	1.10E- 04	kgCO ₂ eq./a.
ODP	kgCFC-11 eq.	46.3	kgCFC-11 eq./a.
PM	kgPM _{2.5} eq.	2.63E -01	kgPM _{2.5} eq./a.
POF	kgNMVOC eq.	3.15E -02	kgNMVOC eq./a.
A	molc H ⁺ eq.	2.11E -02	molc H ⁺ eq./a.
ET	molc N eq.	5.68E -03	molc N eq./a.
FEW	kg P eq.	6.76E -01	kg P eq./a.
RD	kg Sb eq.	9.9	kg Sb eq./a.

Table 6: Environmental and energetic comparison between the base and modified scenarios.

Parameter	Base	Modified
LCA		
GWP (kgCO ₂ eq.)	27,837,172	18,221,071
ODP (kgCFC-11 eq.)	-0.575	-0.310
PM (kgPM _{2.5} eq.)	992.853	173.435
POF (kgNMVOC eq.)	1,3041.4	6,731.8
A (molc H ⁺ eq.)	29007.069	17,743.634
TE (molc N eq.)	131,463.6	8,0467.7
FWE (kg P eq.)	-117.1	34.5
RD (kg Sb eq.)	70.3	-26.5
Energetic (kWh)		
OFMSW pre-treatment	-	-1,150,000
Composting	-920,000	-614,000
AD	7,738,000	4,440,000
Incineration	1,863,000	1,183,000
WWTP	-	-42,400
Net	8,681,000	3,435,000

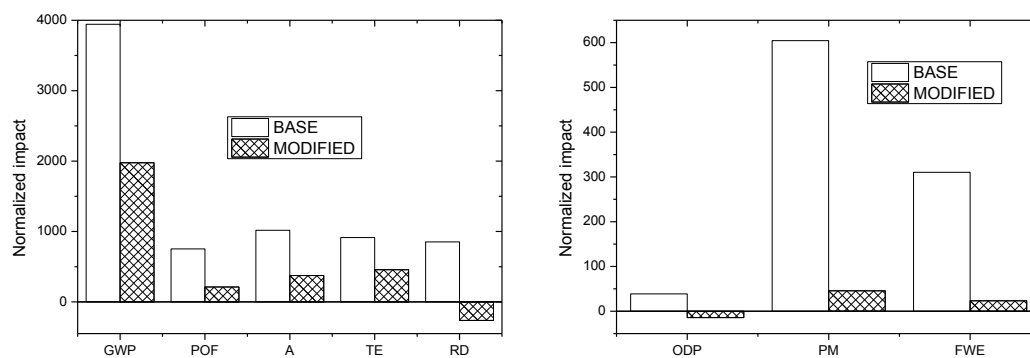


Figure 3: Normalized values of GWP, POF, A, TE; RD; ODP, PM, FEW.

The modified scenario always gave lower values for the impact categories (Figs. 3; Tab. 6). RD and ODP gave avoided impacts (*i.e.* negative values). PM was the impact category most affected by the base scenario mainly due to fuel consumption and mineral fertilizer production. Process emissions were the main causes for the high GWP values (Fig. 3). In order to understand the GWP values, the contribution to the climate change due to the different activities involved in the base and modified scenarios was investigated (Fig. 4). The most important contributions to GWP for both scenarios are attributed to the AD

(process emissions) and cogeneration of the biogas and the most important avoided impact on GWP is due to the energy recovered from AD and incineration (expressed as substitution of natural gas energy).

The higher yield of biogas due to the energy crops compared to the bio-waste is one of the reasons for the higher emissions from the AD process, but also for the higher energy recovered.

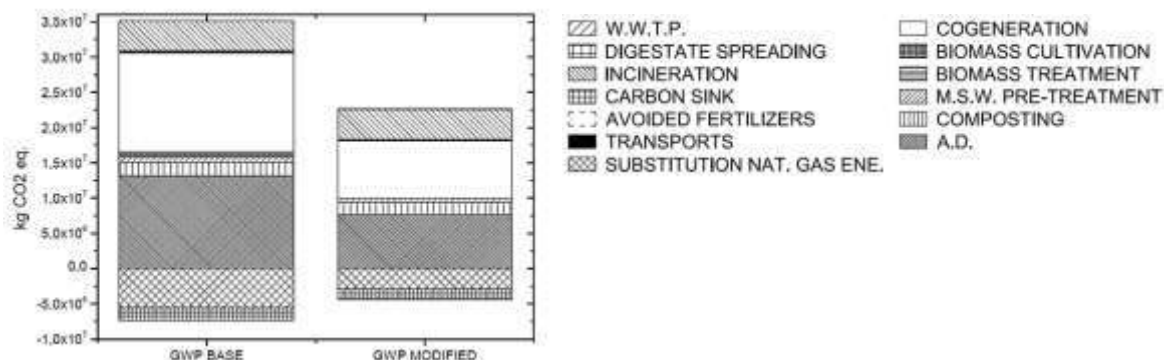


Figure 4: Contribution of the different activities involved in the base and modified scenarios to the GWP values.

4. Conclusion

The results of the present study indicate that the conversion of existing AD facilities for energy crops to AD for bio-waste resulted in a reduction in the global impact on the environment. The main advantages arise from the reduction in fuel consumption and fertilizer needs, even if the energy crops were characterized by a higher energetic potential compared to the bio-waste. In a wider perspective the results of this study indicate that existing anaerobic digestion facilities currently operating with energy crops can provide an important opportunity to improve bio-waste management at reduced investment costs. In the last ten years the economic incentives for renewable energy generation led to the construction of a relevant number of facilities exploiting energy crops. Many of these are now approaching the end of the period of obtaining economic incentives, after which their economic sustainability will be uncertain. Coupling these existing facilities with the management of the bio-waste and treatment sectors can be an important opportunity to increase the life of these plants together with a significant improvement in the environmental performances.

5. References

Albuquerque, JA, De la Fuente, C, Ferrer- Costa, A, Carrasco, L, Cegarra, J, Abad, M, Bernal, MP. 2012. Assessment of the fertiliser potential of digestate from farm and agroindustrial residues. *Biomass & Bioenergy* 40,181-89.

- Apples, I, Lauwers, J, Degreve, J, Helsen, L, Lievens, B, Willems, K, Van Impe, J, Dewill, R, 2011. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 15, 4295-301.
- Bernstad, A, La Cour Jansen, J, 2011. A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study. *Waste Management* 31, 1879-96.
- Beurskens, LWM, Hekkenberg, M, Vethman, P. ECN – Renewable Energy Projection as Published in the National Renewable Energy Action Plans of the European Members States. (Accessed 23.03.2012) <<http://www.ecn.nl/docs/library/report/2010/e10069.pdf>>.
- Di Maria, F, Micale, C, 2015. Life cycle analysis of incineration compared to anaerobic digestion followed by composting for managing organic waste: The influence of system components for an Italian district. *The International Journal of LCA* 20, 377-88.
- Di Maria, F, Sordi, A, Micale, C, 2012. Energy production from mechanical biological treatment and composting plants exploiting solid anaerobic digestion batch: an Italian case study. *Energ. Conver. Manag.* 56, 112-20.
- Di Maria, F, 2012. Upgrading of a Mechanical Biological Treatment (MBT) plant with a Solid Anaerobic Digestion Batch: A Real Case Study. *Waste Management & Research* 30(10), 1089-94.
- EU Commission, 2012. Characterization factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods, Database and Supporting Information, First edition, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxembourg (2012).
- Khoo, HH, Lim, TZ, Tan, RBH, 2010. Food waste conversion options in Singapore: Environmental impacts based on an LCA perspective. *Science of the Total Environment* 408, 1367-73.
- Kovacik, B, Topaloglu, B. 2010. Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biomass & Bioenergy* 34, 1321-29.
- Martins das Neves, LC, Concert, A, Vessoni Penna, TC, 2009. Biogas production: new trends for alternative energy sources in rural and urban zones. *Chem. Eng. Technol.* 32, 1147-53.
- Moller, K, Muller, T, 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth. A review. *Eng. Life Sci.* 12, 242-57.
- Nkoa, R, 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestate: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 473-92.
- Poschl, M, Ward, S, Owende, P, 2010. Valuation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Applied Energy* 87, 3305-21.
- Sonesson, U, Bjorklund, A, Carlsson, M, Dalemo, M, 2000. Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resource Conservation and Recycling* 28, 29-53.
- 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* 29, 78-90.
- Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno-Ruiz, E, Weidema, B, 2016. The Ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 21(9), 1218–1230. <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>> (Accessed 13 09 2016).

Can renewable energy sources improve the environmental performances of microalgae oil production system?

Sabina Jez^{1*}, Daniele Spinelli², Angelo Fierro³, Michele Aresta⁴,
Angela Dibenedetto⁴, Elena Busi¹, Riccardo Basosi¹

¹ Department of Biotechnologies, Chemistry and Pharmacy, University of Siena,
Via A. Moro 2, Siena, Italy

² Present address: Next Technology Tecnotessile, Società Nazionale di Ricerca r.l.,
Prato (Italy)

³ Department of Biology and LuPT, University of Naples Federico II, Via Cinthia,
Naples, Italy

⁴ CIRCC, via Celso Ulpiani 27, 70126 Bari-IT

Email*: sabina.jez@unisi.it

Abstract

Micro-algae represent an attractive feedstock for biofuel production (biodiesel, ethanol, methane, hydrogen) but despite their high potential, they are not yet competitive with traditional oil crops nor with fossil fuel due to the heavy energy demand (electricity and heat) and material consumption for the biomass production. In the present study, attributional LCA is applied to investigate if the use of renewable technologies as photovoltaics and biogas self production could increase the environmental sustainability of micro-algae oil. In fact a decrease of about 68% in Climate Change and 66% in Fossil Depletion can be calculated if the energy source "Italian mix" is substituted by photovoltaic system, but further investigations are necessary to optimize their production chain and to increase the added value of co-products.

1. Introduzione

Algae-to-energy systems are receiving great attention from both academic and industrial sectors because they represent a feedstock for biofuel production (biodiesel, ethanol, methane, hydrogen) in view of depletion of fossil resources. The narrative identifies several advantages in using micro-algae for bioenergy production, compared with conventional crops, such as:

- ability to be cultivated on marginal lands and therefore not incurring in land-use change (Searchinger T. et al. 2008)
- semi-continuous to continuous harvesting
- variable lipid content in the range of 5–50% dry weight of biomass
- high exponential growth rates potential to utilize carbon dioxide (CO₂) from industrial flue gas (1 kg of dry algae biomass utilizes about 1.83 kg of CO₂) and nutrients (especially nitrogen and phosphorus) from wastewater (Chisti Y.2007; Cantrell KB et al.2008).

In spite of these positive features, a variety of micro-algae based life cycle assessments (LCA) study have demonstrated that algae show higher

environmental impacts than terrestrial crops in almost all the considered categories. Moreover, although many efforts have been made to optimize both the medium and processes parameters, the development of cost-effective and highly efficient cultivation systems must be significantly improved for large-scale industrial production [Brentner LB.2011; Soratana K, Landis AE 2011; Huntley M, Redalje D 2007; Collet, P., et al.2013; Clarens AF et al.2010].

In this study the possibility to enhance the environmental performances of micro-algae oil through the application of renewable energies in the production process is explored.

2. Materials and methods

2.1 Description of the analyzed systems

Primary data from lab-to-pilot scale (100 to 3 000 L) production of micro-algae (*Scenedesmus obliquus*) carried out in the framework of EnerBiochem project, form the basis for the life cycle inventories (LCI). Data from literature were also used to determine the micro-algae oil recovery system by solvent extraction and the recovery system by a stripper column for separation of micro-algae oil/hexane stream [Stephenson A.L.et al. 2010]. The algae strain, *Scenedesmus obliquus* has been chosen for his capability in purifying wastewater by using as nutrient source. Livestock wastewater derived from from slurry and manure management (0.5%_{ov/v}) was used instead of chemical fertilizers. After cultivation step, micro-algae slurry was sent to a flocculation step (recovery efficiency 88%). Natural illumination was used as light source for micro-algae growth. Micro-algae biomass was finally recovered by a centrifugation step (recovery efficiency 95%). All these treatments are high electricity consuming. Electricity production is based on the Italian energetic mix and heat is produced with natural gas burned in industrial gas boilers.

The calculations were performed with the SimaPro software version 7.3.3 (PRèConsultants 2011) and the main database used for this study is Ecoinvent version 2.2 (Ecoinvent Centre, 2013).

2.2 LCA Assumption and Scenarios

The chosen functional unit is the embodied energy (MJ) in 1 kg of produced oil.

As far as the system boundaries are concerned, a “cradle-to-gate” analysis was performed including a cultivation phase and oil extraction phase.

The study is focused on the possibility of improvement the environmental performances of algal oil substituting fossil electricity with renewable energy. Three alternative scenarios for algae oil productions were proposed:

- Scenario 1 - conventional electricity,
- Scenario 2 - solar energy
- Scenario 3 - electricity from biogas produced by algae cake.

The energy source in the scenario 1 is taken from ECOINVENT Database as “Electricity Medium Voltage Production IT, at grid” (Ecoinvent Centre, 2013).

In the Scenario 2 the use of renewable energy as photovoltaic (PV) systems was investigated using data from SimaPro 7.3.3 Ecoinvent 2.2 database. The byproduct “cake” was considered in both scenarios as substituted of soybean meal (avoided product). The equivalent amount of avoided product was calculated as reported in the literature (Baliga and Powers 2010).

In the scenario 3, the micro-algae cake was destined for biogas production. The biogas yield has been calculated using data from literature (Collet et al. 2011). Assuming a biogas production from anaerobic digestion of algae cake of $0.240 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ VS}$ in accordance with literature (Ward et al. 2014), the production of 3 m^3 of methane for 0.9 kg of algae oil has been calculated. As the electricity produced from 1 m^3 of purified biogas in a cogeneration unit is about 2 kWh (Piccini et al. 2007), only 20% of the electricity consumed in the micro-algae oil production process could be substitute from biogas-derived energy. This scenario corresponds to a system expansion approach since the co-product (cake) is used inside the system boundaries.

3. Results and discussion

The algae cultivation stage has the largest electricity requirement for: air and nutrient pumping into the raceway pond, water pumping due to evaporation lost and pumping algae slurry for harvesting stage. The total process contributions to climate change calculated with ReCiPe midpoint (H) and normalized are the following: micro-algae cultivation (56.4%), biomass harvest (4.5%) and oil extraction (39.1%).

For these reasons, as previously discussed in section 2.2, two alternative energetic scenarios have been evaluated besides the base case of Italian electricity mix (scenario1): use of photovoltaic technology (scenario 2) and use of biogas produced from micro-algae cake (scenario 3). Fig.1 shows the energy performance calculated with Cumulative Energy Demand Method (CED) for the three proposed scenarios. As expected the most convenient is the photovoltaic scenario. The negative values of “renewable biomass” in the case of “photovoltaic energy” and “electricity at grid” are a consequence of the credit of avoided product. In the histogram the bar relative to “algal oil biogas” does not show negative values because cake is utilized for the production of biogas.

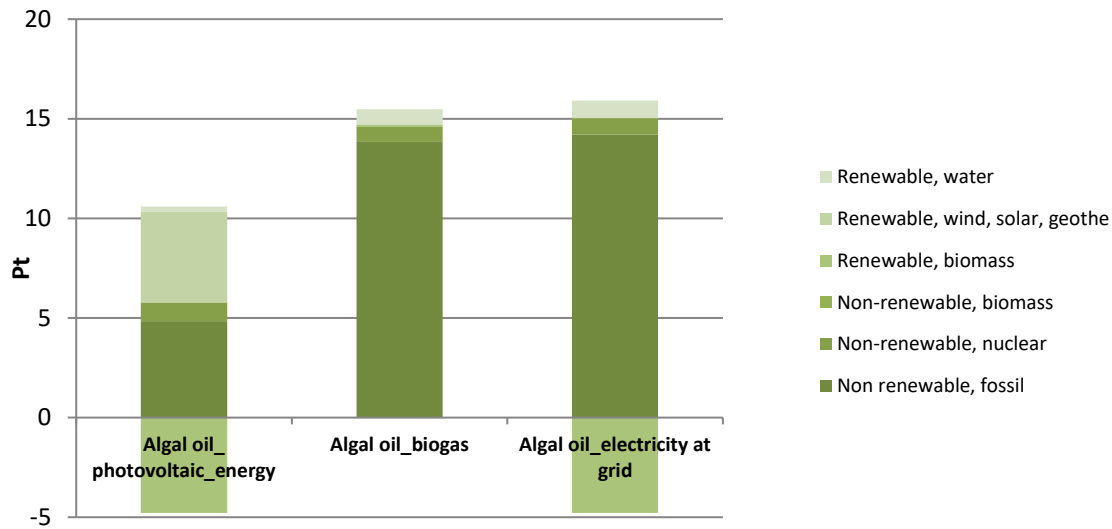


Figure 1: Comparison of three scenarios of algae oil production with Cumulative Energy Demand V1.07 / Cumulative energy demand /single point Method.

In Fig.2 is reported the comparison of the three scenarios calculated with ReCiPe Midpoint Method.

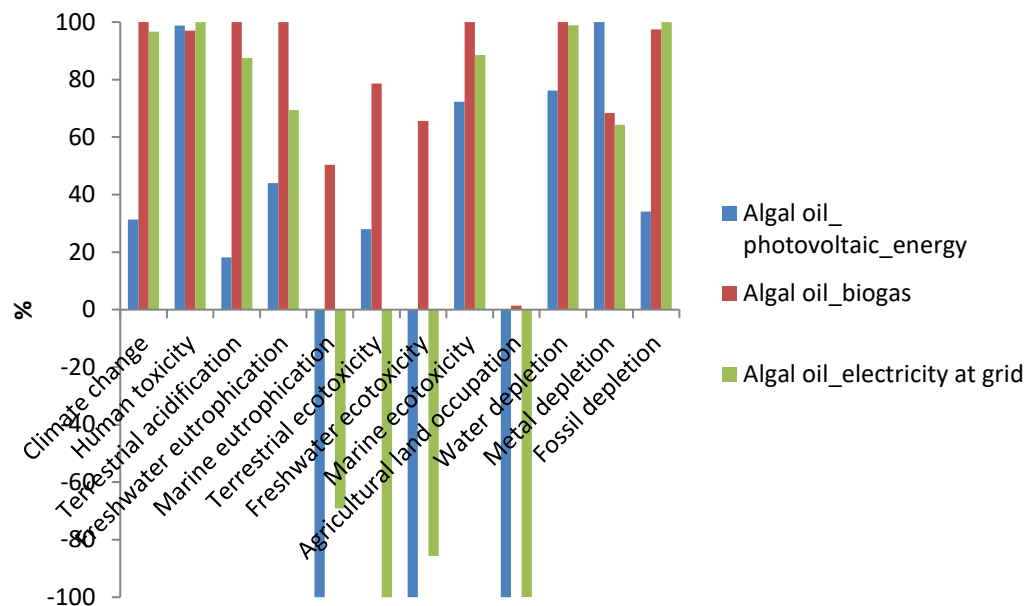


Figure 2: Comparison among three scenarios for micro-algae oil production with different energy sources (electricity from biogas, photovoltaic, italian electricity mix) (ReCiPe Midpoint (H) V1.04 / Europe ReCiPe H / Characterization).

The scenario with photovoltaic energy seems to be the most environmentally convenient in almost all the impact categories, while the scenarios with biogas and conventional electricity are similar in five categories even if biogas is overall

the worst. The difference between biogas and conventional electricity increases in the impact categories where the influence of the credits from the avoided product “soybean meal”, highly affects the results: freshwater eutrophication, marine eutrophication, terrestrial ecotoxicity, freshwater ecotoxicity, agricultural land occupation.

Tab.1 clearly shows the effect of soybean meal as avoided product on the indicator of freshwater eutrophication (as an example) quantified by ReCiPe method.

Table 1: Comparison among three scenarios for micro-algae oil production (electricity from biogas, photovoltaic, italian electricity mix) in freshwater eutrophication impact category (ReCiPe Midpoint (H) V1.04 / Europe ReCiPe H / Characterization).

Process	Unit	Algal oil_ photovoltaic _energy	Algal oil_biogas	Algal oil_electricity at grid
Triple superphosphate	kg P eq	1,12E-04	1,12E-04	1,12E-04
Electricity photovoltaic, at plant/IT				
S	kg P eq	6,80E-05	0,00E+00	0,00E+00
Copper	kg P eq	2,07E-05	2,07E-05	2,07E-05
Concrete block	kg P eq	1,47E-05	1,47E-05	1,47E-05
Urea ammonium nitrate	kg P eq	1,37E-05	1,37E-05	1,37E-05
Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O	kg P eq	1,31E-05	1,31E-05	1,31E-05
Glass fibre reinforced plastic, polyester resin, hand lay-up	kg P eq	3,55E-06	3,55E-06	3,55E-06
Potassium chloride, as K ₂ O	kg P eq	2,44E-06	2,44E-06	2,44E-06
Polyvinylchloride	kg P eq	1,41E-06	1,41E-06	1,41E-06
Soybean meal, at oil mill	kg P eq	-1,16E-04	x	-1,16E-04

A decrease of about 68% in Climate Change and 66% in Fossil Depletion can be calculated if the energy source “Italian mix” is substituted by photovoltaic system. Exception to this trend is represented by the following impact categories: Human Toxicity and Metal Depletion, due to heavy metals and chemical reagents necessary in panel production technology.

Another key parameter to check at this point, appears to be the avoided product. In fact the huge amount of residual biomass in the micro-algae oil production, which was considered as substitute of soybean meal, strongly affects many impact categories. For this reason scenario 3, where the biomass was used to produce biogas instead of feed for livestock, was penalized. Therefore, to test the influence of the avoided product soybean meal, the residual cake was moved out of the system boundaries as compost for scenario 1 and 2. In Fig.3 the results of the comparison with ReCiPe Method are shown. It is evident that with these last assumptions the biogas scenario improves its position in the trend.

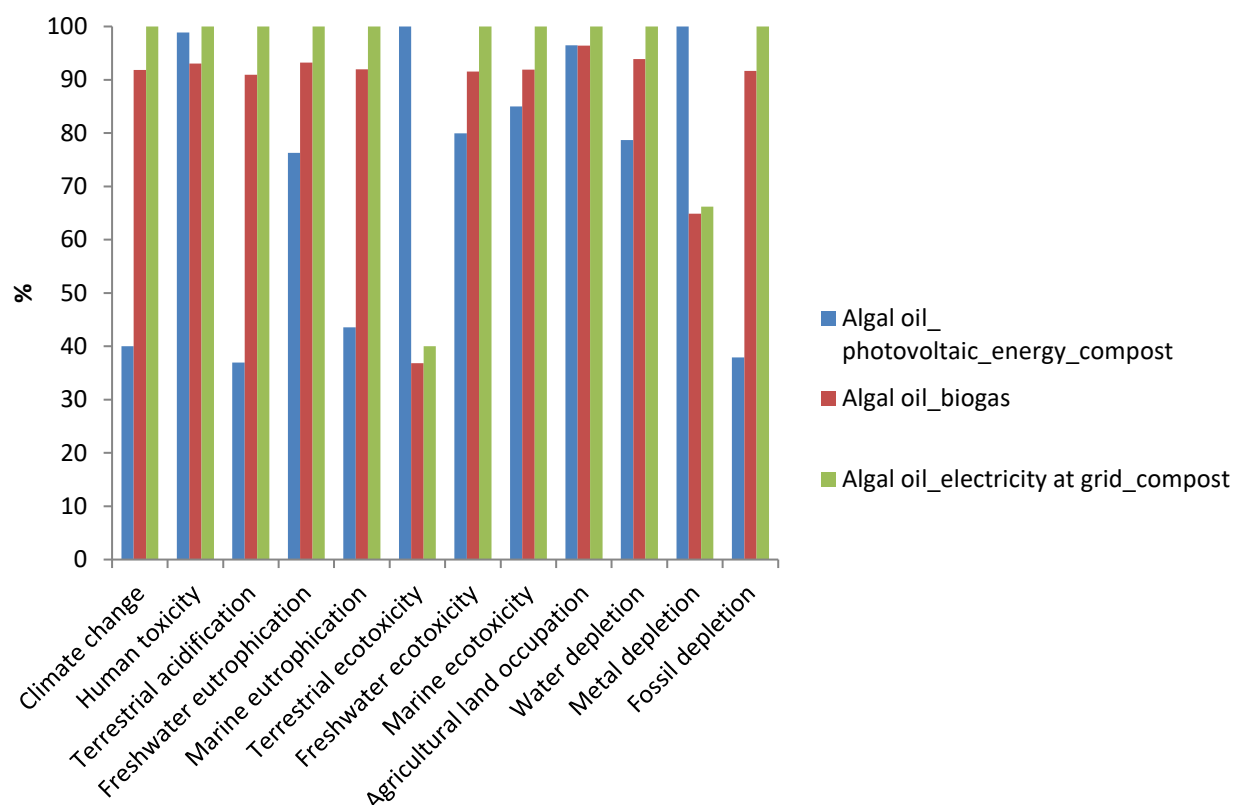


Figure 3: Comparison of three scenarios for micro-algae oil production with different destination of residues for Scenarios 1 and 2 (ReCiPe Midpoint (H) V1.04 / Europe ReCiPe H / Characterization).

4. Conclusions

As reported in literature, despite their high potential as sustainable energy feedstock, micro-algae are not yet competitive with the traditional oil crops in both economic feasibility and environmental impact [Reijnders L.2008].

The use of renewable technologies as photovoltaics and biogas self production could increase the competitiveness of micro-algae oil reducing its demand of non-renewable energy sources [Dassey A.J. Et al. 2014]. In fact the main hindrance to their application on industrial scale still consists on the high energy demand in terms of electricity, heat and nutrients. Use of renewable energy in algae oil production chain (specially photovoltaic), has shown that there is a significant possibility to reduce its environmental impact. Also the use of the residual cake as a substitute for soybean meal in animal feed has been shown to significantly decrease the impact of oil production.

Algae could play an important role in the perspective of the increase in world population and consequent growing need of arable land. Further investigations are necessary to optimize their production chain and to increase the value of all

useful co-products as proteins, omega3 fatty acids, nutraceuticals and other molecules suitable for pharmaceutical and cosmetic industry which possess higher added value than biofuels.

5. Bibliografia

Baliga, R, Powers, SE, 2010. Sustainable Algae Biodiesel Production in Cold Climates. International Journal of Chemical Engineering. Hindawi Publishing Corporation. Article ID 102179, 13 pag.

Brentner LB, Eckelman MJ, Zimmerman JB, 2011. Combinatorial life cycle assessment to inform process design of industrial production of algae biodiesel. Environ SciTechnol; 45:7060–7067.

Cantrell KB, Ducey T, Ro KS, Hunt PG, 2008. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. Bioresource Technology;99(17):7941–53.

Chisti, Y, Biodiesel from microalgae. Biotechnology Advances 2007. 25(3):294–306.

Clarens, AF, Resurreccion, EP, White, MA, Colosi, LM, 2010. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. Environ SciTechnol; 44:1813–1819.

Collet, P, Spinelli D, Lardon, L, Helias, A, Steyer, JP, Bernard, O, 2013. Life Cycle Assessment of Microalgal-Based Biofuels. In: Pandey A., Lee D.J., Chisti Y., Soccol C.R., Biofuels from algae. USA, Elsevier, p 287-312.

Ecoinvent Centre, 2013. Database ecoinvent data v2.2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories: <http://www.ecoinvent.org/database> (June 2013).

Huntley, M, Redalje, D, 2007. CO₂ Mitigation and renewable oil from photosynthetic microbes: a new appraisal. Mitig Adapt Strat Glob Change; 12:573–608;

Piccini, S, Bonazzi, G, Fabbri, C, 2007. Energia dal biogas prodotto da effluenti zootecnici, biomasse dedicate e di scarto. – C.R.P.A, Ed. AIEL Legnaro (PD) . pp 17-18 (in italian).

Searchinger, T, Heimlich, R, Houghton, RA, Dong, F, Elobeid, A, Fabiosa, J, et al., 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. Science 319(5867):1238–40.

Soratana, K, Landis, AE, 2011. Evaluating industrial symbiosis and algae cultivation from a life cycle perspective. BioresourTechnol; 102:6892–6901.

Stephenson, AL, Kazamia, E, Dennis, JS, Howe, CJ, Scott, SA, Smith, AG, 2010. Life-Cycle Assessment of Potential Algal Biodiesel Production in the United Kingdom: A Comparison of Raceways and Air-Lift Tubular Bioreactors. Energy Fuels; 24: 4062–4077.

Ward, AJ, Lewis, DM, Greenb, FB, 2014. Anaerobic digestion of algae biomass: A review. Algal Research. 5, 204–214.

Diesel, benzina ed elettrica – un confronto sul ciclo di vita dall'utilitaria alla familiare

Pierpaolo Girardi*, Cristina Brambilla

RSE Ricerca Sistema Energetico

Email*: pierpaolo.girardi@rse-web.it

Abstract

Lo scopo dello studio è di confrontare le prestazioni ambientali di veicoli elettrici con omologhi veicoli a benzina e diesel, mediante LCA. I veicoli da analizzare sono stati scelti in modo da rappresentare differenti taglie, dalla micro car alla familiare. I modelli considerati sono Smart Fortwo, Chevrolet Spark, Fiat 500, Volkswagen Golf, Ford Focus e Kia Soul.

I risultati mostrano che i veicoli elettrici hanno prestazioni migliori per quanto riguarda le emissioni di gas serra, il consumo di risorse e le emissioni di inquinanti atmosferici di interesse per le aree urbane. Per contro, i veicoli elettrici non sono in grado, allo stato attuale, di essere vincenti per aspetti come l'eutrofizzazione delle acque dolci o la tossicità umana, per i quali gli impatti legati alla produzione e dismissione della batteria del veicolo giocano un ruolo determinante, per la loro consistenza.

1. Introduzione

È diffusa sia all'interno del mondo scientifico che dei consumatori l'idea che i veicoli elettrici, ed in particolare i veicoli destinati al trasporto privato dei passeggeri, possano ridurre sia le emissioni di gas ad effetto serra che le emissioni inquinanti del settore trasporti. All'interno della comunità scientifica vi è poi consenso sul fatto che gli eventuali miglioramenti portati dalla sostituzione di veicoli tradizionali con veicoli elettrici debbano essere verificati attraverso un approccio di Life Cycle Assessment o LCA (Jungmeier et al., 2013; Bauer et al., 2015). In tal senso sono stati numerosi gli studi di LCA effettuati sull'argomento tanto che già Hawkins et al. (2012) e successivamente Nordelöf et al. (2014) ne avevano recensiti circa 50 e 70 rispettivamente, senza trovarne nessuno soddisfacente. Le principali criticità erano legate al ridotto numero di impatti considerati ed al non aver caratterizzato in maniera adeguata il mix di fonti energetiche che ricarica le batterie delle auto elettriche. Sebbene ai recenti lavori svolti nell'ambito della Ricerca di Sistema (Girardi et al., 2015) sia stato riconosciuto il pregio di colmare queste lacune (Borén & Ny 2016), si ritiene che esistano ancora degli aspetti da approfondire. Oltre ai consumi ed al mix energetico, diversi sono i fattori che influenzano le prestazioni dei veicoli elettrici e dei loro corrispondenti a combustione interna, soprattutto in un'ottica LCA (Egede et al., 2015). In particolare nell'ambito della presente ricerca si sono considerati tre aspetti ancora poco indagati. Innanzitutto i veicoli elettrici sono stati confrontati non solo con veicoli a benzina ma anche con veicoli diesel. In secondo luogo non sono stati considerati dei generici ed ideali veicoli elettrici ed a combustione interna ma veicoli reali, già in commercio per i quali fossero presenti le tre alimentazioni diesel, benzina ed elettrico considerandone le reali caratteristiche (peso, consumi, autonomia, vita attesa, ecc.). L'ampia gamma di

veicoli scelti, dalla micro car, alla city car, alle medie compatte fino alla familiare, ha permesso di indagare se vi fosse una particolare taglia di veicolo dove maggiori (o minori) fossero i vantaggi della transizione verso i veicoli elettrici. Infine, poiché si ritiene che il luogo d'elezione per l'uso di tali veicoli sia, anche in ragione della loro autonomia, l'area urbana, si sono considerati i consumi e le emissioni relativi a dei cicli di guida urbani.

2. Ambito ed obiettivo dello studio (Goal and Scope)

Lo scopo di questo studio è di confrontare le prestazioni ambientali di veicoli elettrici con omologhi veicoli a benzina e diesel, considerando modelli commerciali di veicoli per i quali esistano le tre versioni. La scelta dei veicoli da analizzare è stata guidata dalla volontà di rappresentare differenti taglie di veicoli, dalla micro car al veicolo di grossa taglia, tali da coprire tutti i segmenti di mercato relativi alle auto per trasporto passeggeri in ambito urbano. I modelli considerati sono Smart Fortwo, Chevrolet Spark, Fiat 500, Volkswagen Golf, Ford Focus e Kia Soul. I veicoli elettrici sono equipaggiati con batterie agli ioni di litio, mentre tutti i veicoli a combustione interna sono veicoli Euro 6, ad eccezione della Fiat 500 Diesel (Euro 5), perché al momento della redazione dello studio per i veicoli diesel di piccola cilindrata non erano disponibili dati ufficiali di emissione reale per chilometro.

2.1. Unità funzionale

Il servizio fornito dai veicoli è la distanza percorsa. Di conseguenza, l'unità funzionale dello studio è basata sui chilometri percorsi dai veicoli ovvero 1km*passaggero considerando un coefficiente di riempimento dell'auto pari ad 1,62 passeggeri/veicolo. Il coefficiente di riempimento non influenza direttamente il confronto tra autoveicoli, in quanto considerato costante per tutti. Tuttavia, esso è di ausilio ad eventuali confronti con altri mezzi di locomozione (bicicletta, motocicletta, trasporto pubblico). Inoltre il coefficiente di riempimento influenza direttamente (abrasione di freni, pneumatici e manto stradale) ed indirettamente (incidendo sui consumi) le emissioni in fase d'uso (Simons, 2016). La scelta del coefficiente di riempimento è inoltre coerente con le ipotesi per la stima dei consumi da parte della Environmental Protection Agency (EPA www.fueleconomy.gov) e con i principali cicli di omologazione.

2.2. Scelta delle categorie di impatto

Le categorie di impatto considerate in questo studio includono aspetti legati all'effetto serra e all'inquinamento atmosferico, poiché questi risultano essere i principali motori della spinta verso la diffusione delle auto elettriche, specie l'inquinamento atmosferico nelle aree urbane. In relazione a quest'ultimo aspetto, sono stati valutati gli effetti relativi all'acidificazione atmosferica, alla formazione di smog fotochimico e alla formazione di particolato. Sono poi considerati aspetti relativi all'eutrofizzazione delle acque e dei suoli, nonché aspetti legati alla tossicità umana (effetti cancerogeni e non cancerogeni). Gli indicatori scelti sono quantificati secondo i metodi raccomandati dalle linee guida pubblicate dal Joint Research Centre (JRC, 2011), nel quadro della *European Platform on Life Cycle Assessment*.

2.3. Confini del sistema

Le fasi considerate sono: la produzione e dismissione del veicolo; la produzione e dismissione della batteria (per i soli veicoli elettrici); la filiera di approvvigionamento del vettore energetico utilizzato per alimentare il veicolo; la fase d'uso del veicolo; la fase di manutenzione del veicolo e infine la costruzione, manutenzione e dismissione delle strade.

3. Inventario

Per i dati di background, la principale fonte di dati è il database Ecoinvent v3.1 (2013). Per quanto riguarda le assunzioni ed i dati di foreground utilizzati nelle singole fasi, questi vengono descritti nei paragrafi seguenti.

3.1. Produzione (e dismissione) dei veicoli

La produzione e dismissione dei veicoli è distinta per sistema di propulsione (l'insieme di tutte le componenti che consentono di generare e trasmettere l'energia di propulsione al veicolo) e glider (le componenti restanti del veicolo, che non sono strettamente legate alla propulsione: telaio, pneumatici, sedili, finestrini, sistema di sospensioni, ecc.). Quello che varia passando da un tipo di veicolo all'altro è il peso relativo del sistema di propulsione rispetto al glider. In Ecoinvent v3.1 la proporzione era 91% glider e 9% propulsione per l'elettrico, 74% glider e 26% propulsione per il benzina e 70% glider e 30% propulsione per il diesel. Rispetto ai dataset originali sono stati modificati il riferimento geografico per la produzione e dismissione del glider e la proporzione, per i soli veicoli elettrici, tra glider e sistema di propulsione assumendo il peso di quest'ultimo proporzionale alla potenza del motore. Relativamente al primo aspetto, una volta individuato il riferimento geografico per la produzione (e dismissione) di un veicolo elettrico, si è ipotizzato che gli omologhi veicoli a benzina e diesel venissero prodotti nel medesimo luogo, e quindi utilizzassero il mix energetico relativo a quel luogo per le fasi di assemblaggio. Questa assunzione ha garantito di confrontare i veicoli omologhi a parità di condizioni di produzione (e dismissione) del veicolo ed ha nel contempo garantito di differenziare gli impatti per veicoli provenienti da zone geografiche differenti. La Tabella 1 riporta, per ciascun veicolo, la nazione in cui avviene il processo di assemblaggio/produzione del veicolo.

Tabella 1: Nazioni in cui avviene il processo di produzione (e dismissione) dei veicoli analizzati.

Auto	Nazione
Smart Fortwo	Francia
Kia Soul	Corea del Sud
Chevrolet Spark	Corea del Sud
Ford Focus	USA - Michigan
Volkswagen Golf	Germania
Fiat 500	Messico

Un aspetto rilevante è poi legato alla vita utile del veicolo (in quanto influenza ovviamente la magnitudo degli impatti coinvolti nelle fasi di costruzione e

dismissione). Ecoinvent v3.1 considera una vita utile dei veicoli di 150000 km, indipendentemente dal segmento di appartenenza o dall'alimentazione. In questo studio, si è ritenuto più realistico considerare che la vita utile dei veicoli dipenda dal tipo di alimentazione del veicolo stesso e dal segmento di mercato di appartenenza. Questa assunzione trova riscontro in recenti studi (Weymar e Finkbeiner, 2016; Hardwick e Outteridge, 2015). La tabella seguente riporta la vita utile considerata nel presente studio in funzione della taglia e della motorizzazione.

Tabella 2: Vita media assunta nello studio per le diverse tipologie di auto in funzione della motorizzazione.

Taglia	Benzina	Diesel	Elettrico	Auto considerate nello studio
micro	150000	200000	175000	Smart Fortwo
piccola	180000	210000	200000	Chevrolet Spark, Fiat 500
media	210000	240000	230000	VW Golf, Ford Focus
grande	210000	240000	230000	Kia Soul

3.2. Costruzione (e dismissione) della batteria.

Ecoinvent v3.1 considera, a fronte di una vita del veicolo elettrico pari a 150000 km, una vita della batteria di 100000 km (Del Duce et al., 2016). In letteratura, circa questo argomento, è possibile trovare le assunzioni più diverse (Aguirre et al., 2012), relativamente alla vita utile della batteria e alla possibilità di considerare la sostituzione della batteria lungo la vita del veicolo. Tuttavia, al momento di redigere il presente rapporto, non abbiamo trovato nessuna evidenza scientifica che porti a supporre che la vita della batteria possa essere di 100000 o 150000 km. Studi di invecchiamento sembrano dimostrare che allo stato attuale le batterie per autotrazione possano arrivare comodamente ad una vita di 200000 km (Friesen et al., 2015). Inoltre, da uno studio recente (Saxena et al., 2015) emerge che molti utilizzatori non percepirebbero, per l'uso che fanno del veicolo, una variazione nell'utilizzabilità dell'auto se la batteria si trovi all'80, 70 o 60% della sua capacità nominale e quindi, di fatto, continuerebbero ad utilizzare il veicolo pur essendo la batteria giunta convenzionalmente a fine vita. Appare quindi del tutto giustificato, secondo gli autori, considerare che la vita utile della batteria sia coincidente con la vita utile del veicolo ed è l'ipotesi che è stata adottata nel presente studio.

3.3. Aspetti legati alla fase d'uso.

Per quanto riguarda la fase d'uso, i consumi derivano da misure fatte e pubblicate da Environmental Protection Agency (EPA www.fueleconomy.gov). La scelta di utilizzare i dati EPA deriva dal fatto di poter avere un database in cui i consumi fossero misurati nello stesso modo per tutte le tipologie di motorizzazione e di poter scegliere i consumi relativi al solo uso urbano per tutte le motorizzazioni. Per quanto riguarda le emissioni dirette dei veicoli a combustione interna, i fattori emissivi derivano dall'applicazione del modello COPERT (Ntziachristos et al, 2009) per l'elaborazione dell'Inventario Nazionale delle Emissioni pubblicato da ISPRA (2014). Le emissioni indirette (dovute all'usura di freni, manto stradale e pneumatici conseguenti al movimento del

veicolo) sono calcolate in funzione del peso a pieno carico del veicolo (Simons, 2016) a partire dai dataset Ecoinvent v3.1.

3.4. Approvvigionamento dei vettori energetici

Per quanto riguarda i veicoli a combustione interna, la catena di approvvigionamento del vettore energetico utilizzato per alimentare i veicoli deriva integralmente da Ecoinvent v3.1. Per quanto riguarda i veicoli elettrici, il mix elettrico di ricarica è stato costruito come mix marginale durante le ore di ricarica delle auto come suggerito in Girardi et al, 2015. Inoltre i fattori emissivi della fase di generazione delle singole tecnologie sono stati modificati in accordo con i dati di efficienza pubblicati da TERNA (2014) e con i dati contenuti nelle dichiarazioni ambientali annuali degli impianti italiani registrati EMAS (Girardi, 2012). Infine si è ritenuto opportuno correggere il mix di importazione del gas naturale per l'Italia secondo quanto dichiarato da ENI per l'anno 2013 (SNAM, 2014).

4. Valutazione degli impatti (LCIA)

Dalle analisi sviluppate, emerge che i veicoli elettrici hanno prestazioni migliori per le emissioni di gas serra. Per quanto riguarda l'acidificazione atmosferica, i veicoli elettrici presentano sempre prestazioni ambientali migliori rispetto agli omologhi veicoli a benzina e diesel, fatta eccezione per la Fiat 500 0.9 TwinAir. In questo caso infatti, le prestazioni del veicolo elettrico e del veicolo a benzina sono molto simili per via delle elevate caratteristiche prestazionali del veicolo a benzina.

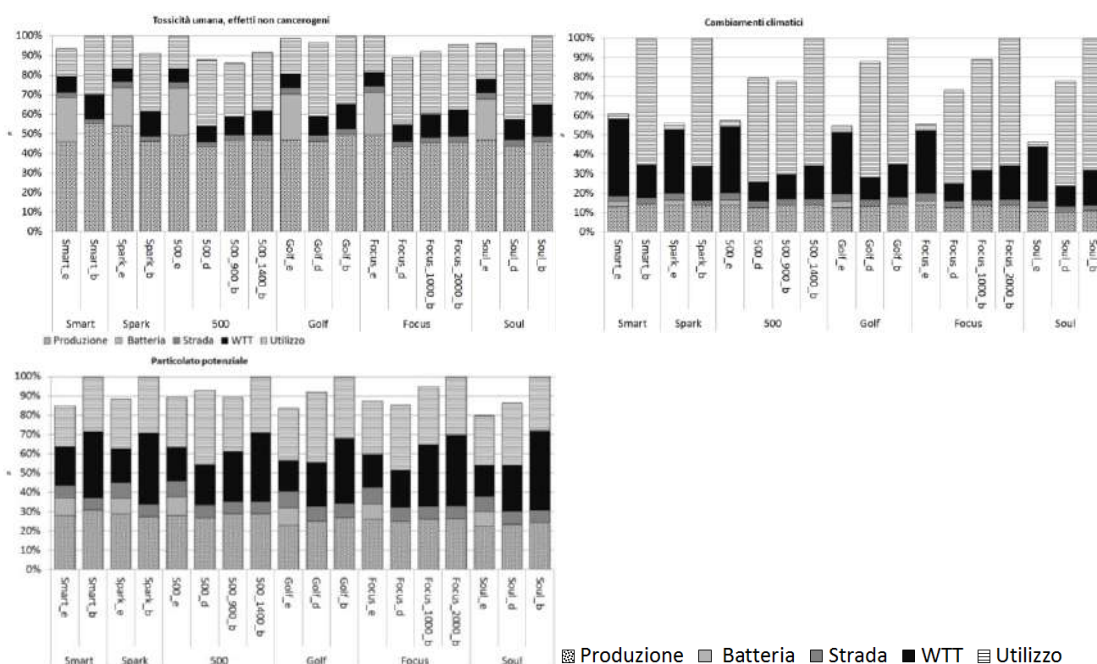


Figura 1: Confronto lungo il ciclo di vita delle emissioni ad effetto serra, della formazione di particolato e della tossicità umana non cancerogena di auto elettriche e di loro omologhe a combustione interna. Per ogni modello di auto, i dati sono riportati come percentuale rispetto alla prestazione della motorizzazione più impattante.

Per quanto riguarda la formazione di particolato, i veicoli elettrici sono sempre vincenti rispetto ad entrambi i veicoli a combustione interna, ancora una volta con due eccezioni. La prima è rappresentata di nuovo dalla Fiat 500 0.9 TwinAir, che mostra prestazioni molto vicine all'elettrico grazie alla sua elevata efficienza. La seconda è costituita dalla Ford Focus elettrica che essendo un veicolo pesante per la sua categoria risulta essere particolarmente penalizzato nel confronto con i veicoli a combustione interna.

Nella formazione di ossidanti fotochimici, il veicolo elettrico è in tutti i casi analizzati nettamente vincente. Per contro, i veicoli elettrici non sono in grado, allo stato attuale, di essere vincenti per impatti come l'eutrofizzazione delle acque dolci o la tossicità umana, per i quali i consistenti impatti legati alla produzione e dismissione della batteria del veicolo giocano un ruolo determinante.

È stato inoltre valutato quali tra parametri come peso della batteria, consumi, potenza, peso del veicolo, autonomia avessero maggiore influenza sulle prestazioni ambientali dei veicoli elettrici. Dall'analisi, il peso del veicolo risulta determinante nella quantificazione dei potenziali impatti ambientali. In particolare, una macchina pesante come la Ford Focus non è in grado di esprimere tutte le potenzialità di un veicolo elettrico. D'altro canto, veicoli a combustione interna particolarmente avanzati (quali ad esempio la Fiat 500 0.9 winAir) sono in grado di competere con veicoli elettrici pesanti per la loro categoria, grazie alle elevate efficienze. Infine, veicoli particolarmente leggeri, come ad esempio la Smart Fortwo Electric, sono in grado di esprimere le migliori prestazioni ambientali per tutte le categorie di impatto.

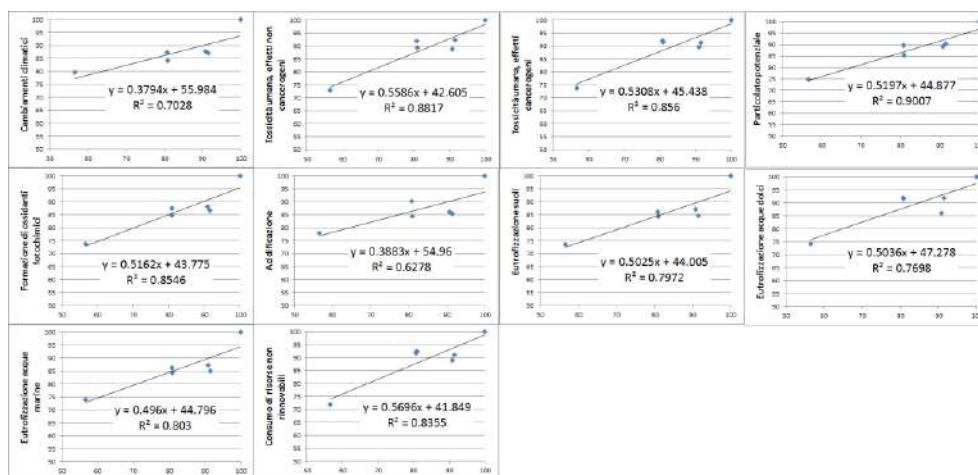


Figura 2: Relazione tra il peso dell'auto elettrica senza batteria e impatto ambientale lungo il ciclo di vita. Pesi ed impatti sono espressi in percentuale rispetto all'auto più pesante ed all'auto più impattante.

5. Analisi di sensitività

Al fine di valutare la robustezza dei risultati e come suggerito dalla ISO 14040 per LCA comparativi, sono state effettuate delle analisi di sensibilità. In particolare si è ipotizzato uno scenario in cui le auto elettriche si ricaricassero esclusivamente da pannelli fotovoltaici durante le ricariche diurne, uno scenario

in cui le batterie dei veicoli elettrici avessero vita utile pari a 150000 km (indipendentemente dalla vita utile dei veicoli su cui sono montate) e due scenari complementari in cui la vita dei veicoli elettrici fosse uguale rispettivamente a quella degli omologhi veicoli a benzina e diesel. Nessuno degli scenari ha stravolto l'ordinamento delle motorizzazioni per il singolo indicatore, tranne nel caso che queste fossero molto vicine.

6. Conclusioni

L'analisi effettuata conferma che per tutte le taglie considerate, dalle micro car alle familiari, passando per le utilitarie e le compatte, le auto elettriche hanno prestazioni migliori per quanto riguarda l'effetto serra e le emissioni inquinanti che concorrono a categorie di impatto come la formazione di particolato, l'acidificazione atmosferica o la formazione di smog fotochimico. Resta anche confermato, indipendentemente dalla taglia, il fatto che i veicoli elettrici non sono al momento in grado di essere vincenti per aspetti quali l'eutrofizzazione delle acque dolci o la tossicità umana, per i quali i consistenti impatti legati alla produzione e dismissione della batteria del veicolo giocano un ruolo importante. In generale gli impatti del veicolo elettrico risultano essere legati al peso (che incide sia sui consumi che sulla produzione). A tal proposito occorre sottolineare che in questo studio, al fine di confrontare, per ogni classe, veicoli quanto più simili tra loro, sono stati presi in considerazione veicoli elettrici non progettati ad hoc, bensì derivati da modelli già esistenti di veicoli a benzina e diesel e per questo sotto certi aspetti (ad esempio i materiali impiegati) forse non ottimizzati. La scelta di questi veicoli è stata guidata dall'obiettivo di confrontare tra loro veicoli elettrici con omologhi veicoli a combustione interna presenti sul mercato. Un interessante spunto di ricerca futuro potrebbe essere indagare le performance ambientali di veicoli elettrici progettati ex novo, approfondendo gli aspetti legati alla progettazione del veicolo e ai materiali utilizzati, soprattutto nella fase di produzione del veicolo. Questo tuttavia apre la questione di come affrontare gli aspetti di miglioramento cross-tecnologici, ovvero quei miglioramenti applicati solo alle auto elettriche (ruote a bassa resistenza, scocca in fibra di carbonio) ma che potrebbero essere applicati anche alle auto a combustione interna essendo legati al tipo di propulsione. Un altro spunto di ricerca potrebbe essere quello di evidenziare, per alcune delle auto studiate, quali sono gli impatti che si verificano in Italia, quali in Europa e quali fuori Europa, in modo da fornire un'informazione più completa al decisore.

7. Ringraziamenti

Il lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico nell'ambito dell'Accordo di Programma tra RSE S.p.A. ed il Ministero dello Sviluppo Economico - D.G. Nucleare, Energie rinnovabili ed efficienza energetica - in ottemperanza del DM, 8 marzo 2006.

8. Bibliografia

Aguirre, K, Eisenhardt, L, Lim, C, Nelson, B, Norring, A, Slowik, P, Tu, N, 2012. Lifecycle analysis comparison of a battery electric vehicle and a conventional gasoline vehicle. California Air Resource Board.

Bauer, C, Hofer, J, Althaus, HJ, Del Duce, A, Simons, A, 2015. The environmental performance of current and future passenger vehicles: life cycle assessment based on a novel scenario analysis framework. *Appl. Energy*, 157, 871-883.

Borén, S, Ny, H, 2016. A Strategic Sustainability and Life Cycle Analysis of Electric Vehicles in EU today and by 2050. In *The 18th International Conference on Sustainable Urban Transport and Environment (ICSUTE)*, Madrid, Spain, March 24-25, (Vol. 10, pp. 229-237).

Del Duce, A, Gauch, M, Althaus, HJ, 2016. Electric passenger car transport and passenger car life cycle inventories in Ecoinvent version 3. *Int J Life Cycle Assess*, 21(9), 1314-1326.

Ecoinvent Database v3.1, 2013. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://www.ecoinvent.org>.

Egede, P, Dettmer, T, Herrmann, C, Kara, S, 2015. Life Cycle Assessment of Electric Vehicles—A Framework to Consider Influencing Factors. *Procedia CIRP*, 29, 233-238.

Friesen, A, Schappacher, F, Winter, M, 2015. Long-Term Aging of Commercial Automotive Lithium-Ion Cells at Various Conditions. Meeting Abstracts No. 1. The Electrochemical Society.

Girardi, P, Gargiulo, A, Brambilla, PC, 2015. A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study. *Int J Life Cycle Assess*, 20(8), 1127-1142.

Girardi, P, 2012. Il ciclo di vita del sistema termoelettrico attuale. VI convegno nazionale della rete Italiana LCA, Bari, 6-8 Giugno.

Hardwick, AP, Outteridge, T, 2015. Vehicle lightweighting through the use of molybdenum-bearing advanced high-strength steels (AHSS). *Int J Life Cycle Assess*, 21(11):1616-1623.

Hawkins, TR, Gausen, OM, Strømman, AH, 2012. Environmental impacts of hybrid and electric vehicles - a review. *Int J Life Cycle Assess*, 17(8), 997-1014.

ISPRA, (2013). La banca dati dei fattori di emissione medi del trasporto stradale in Italia. <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/fetransp/>.

JRC - Institute for Environment and Sustainability, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. EUR 24571 EN.

Jungmeier, G, Dunn, JB, Elgowainy, A, Ozdemir, ED, Ehrenberger, S, Althaus, HJ, Widmer, R, 2013. Key issues in life cycle assessment of electric vehicles - Findings in the International Energy Agency (IEA) on Hybrid and Electric Vehicles (HEV). Electric Vehicle Symposium and Exhibition (EVS27), 2013 World (pp. 1-7). IEEE.

Nordelöf, A, Messagie, M, Tillman, AM, Söderman, ML, Van Mierlo, J, 2014. Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles - what can we learn from life cycle assessment?. *Int J Life Cycle Assess*, 19(11), 1866-1890.

Ntziachristos, L, Gkatzoflias, D, Kouridis, C, Samaras, Z, 2009. COPERT: a European road transport emission inventory model. In *Information technologies in environmental engineering* (pp. 491-504). Springer Berlin Heidelberg.

Saxena, S, Le Floch, C, MacDonald, J, Moura, S, 2015. Quantifying EV battery end-of-life through analysis of travel needs with vehicle powertrain models. *J. Power Sources*, 282, 265:276.

Simons, A, 2016. Road transport: new life cycle inventories for fossil-fuelled passenger cars and non-exhaust emissions in Ecoinvent v3. *Int J Life Cycle Assess*, 21(9), 1299-1313.

SNAM (2014). Bilancio di sostenibilità.

TERNA, 2014. Dati Statistici 2014, viewed Mar 2015, <<https://www.terna.it/it-it/sistemaelettrico/statisticheeprevisionsi/dati/statistici.aspx>>.

Weymar, E, Finkbeiner M, 2016. Statistical analysis on empirical lifetime mileage data for automotive LCA. *Int J Life Cycle Assess*, 21(2):215-223.

Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) applied to an innovative agri-food production practice: the aquaponics. A case study in the WWF Oasis of Valle Averte (Veneto, Italy)

Andrea A. Forchino, Elio Cannarsa, Silvia Maiolo*, Daniele Brigolin, Roberto Pastres

Department of Environmental Sciences, Informatics and Statistics (DAIS),
University of Ca' Foscari, Via Torino 155 Venezia Mestre, (Italy).

Email*: silvia.maiolo@unive.it

Abstract

*Although aquaponics – a technique defined as the combination of recirculating aquaculture practices and hydroponics – is generally considered as sustainable, its environmental burdens and monetary costs are not still deeply investigated. In the present study we used the Life Cycle Assessment (LCA) and the Life Cycle Costing (LCC) to assess the impacts referred to a pilot aquaponic system producing tench (*Tinca tinca*) and lettuce (*Lactuca sativa*) and located in the WWF Oasis of Valle Averte (Veneto, Italy). LCA results showed that transportation, farming practices and energy consumptions represent the main environmental impacts. Moreover, LCC highlighted that farming practices and transportation together with infrastructure mainly contribute to the economic burdens. According to our findings, the application of LCA and LCC represents a new and powerful tool for the development of aquaponics on a bigger scale.*

1. Introduction

Aquaponic could be defined as the integration of hydroponic vegetable cultivation into a recirculating fish aquaculture system (RAS). These systems use the waste water coming from the fish culture to grow plants (Goddek et al., 2015). Vegetables associated with nitrifying bacteria provide a natural filter that eliminates dissolved nitrogen and phosphorous and therefore controls the accumulation of waste nutrients in fish tanks. (Al-Hafedh et al., 2008). Aquaponics can be run adopting two different technical solutions: the raft system (RAFT) and Media-Filled Beds System (MFBS). In RAFT vegetables are fixed in polystyrene boards (called floating units – FU) flowing on top of the water, while in the MFBS the grow beds (GBS) are filled with inert materials (e.g. expanded clay, gravel), which are used both as plants structural support and as substrate for the microbial community.

This practice is generally considered to be environment-friendly due to the system's capability to raise fish at high density, sustain adequate water quality, minimize water exchange, and produce profitable vegetables (de Silva Cerozi and Fitzsimmons, 2017; Danaher et al. 2013). However, Life Cycle Assessment (LCA) has been applied to this productive process only in recent times (Forchino et al., 2017; Love et al., 2015; Xie and Rosentrater, 2015), while Life Cycle Costing (LCC) represents a complete innovation not just in aquaponics but in the whole aquaculture sector. The aim of the present study is to apply the LCA and LCC analyses to a pilot aquaponic system producing tench (*Tinca tinca*) and

lettuce (*Lactuca sativa*) and located in the WWF Oasis of Valle Averte (Veneto, Italy). This system was built in the early 2017 in the framework of a funded FSE project which involved the Ca' Foscari University of Venice and the WWF Oasi company.

2. Materials and methods

2.1 Aquaponic system description

The experimental aquaponic system is composed by two different sub-systems – a RAFT and a MFBS – operating separately and located in a greenhouse with a surface of 37.5 m² (Figure 1).

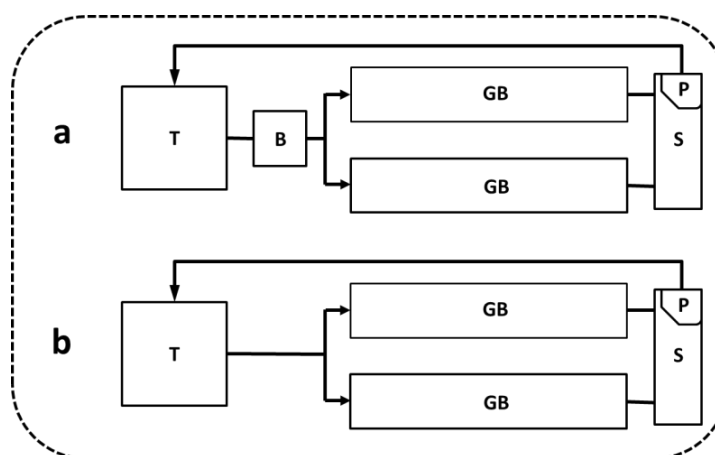


Figure 1: Scheme of the aquaponic system: RAFT (a) and MFBS (b). Arrows show the water fluxes. T: tank; B: biofilter; P: water pump S: sump tank, GB: grow bed. A discontinue line represents the greenhouse.

Both the sub-systems share common structure excepted for the type of grow beds and the filtering stations. In each sub-system 15 kg of tench were reared in a PVC tank (volume = 1 m³) and fed with commercial extruded pellets. Grow beds (total surface = 6 m²) were built using spruce wood panels and isolated by polyethylene cloths. Lettuces were cultivated at a density of 15 plant m⁻². In RAFT the FU were made in polystyrene while in the MFBS expanded clay was used as plant substratum. Two PVC sump tanks (volume = 0.45 m³) were used to collect the water at the end of the two system. In these tanks a 50W pump was used to generate the water flow and to pump the water back to the fish tank (Figure 1). A bio-mechanical filtration mechanism - represented by sponges and polyethylene bacterial carriers in the RAFT (Figure 1a) and by the expanded clay itself in the MFBS (Figure 1b) - ensures good water quality .

2.2 LCA and LCC methodologies

The aim of the present study is to apply the LCA and LCC analyses to a pilot aquaponic system. For both LCA and LCC the functional unit chosen was the running of the system for a 6 months timespan. The production of fish and lettuce

was modelled using a cradle-to-gate approach. As represented in Figure 2, system boundaries included all the processes taking place within the aquaponic productive cycle, concerning the following three categories: (i) raw materials, (ii) energy consumption and (iii) transportation. The outputs are represented by nitrogen and phosphorus emissions, due to suspended solids removal and to the disposal of dead fish and lettuce. The main inputs for both LCA and LCC analyses are reported in Table 1.

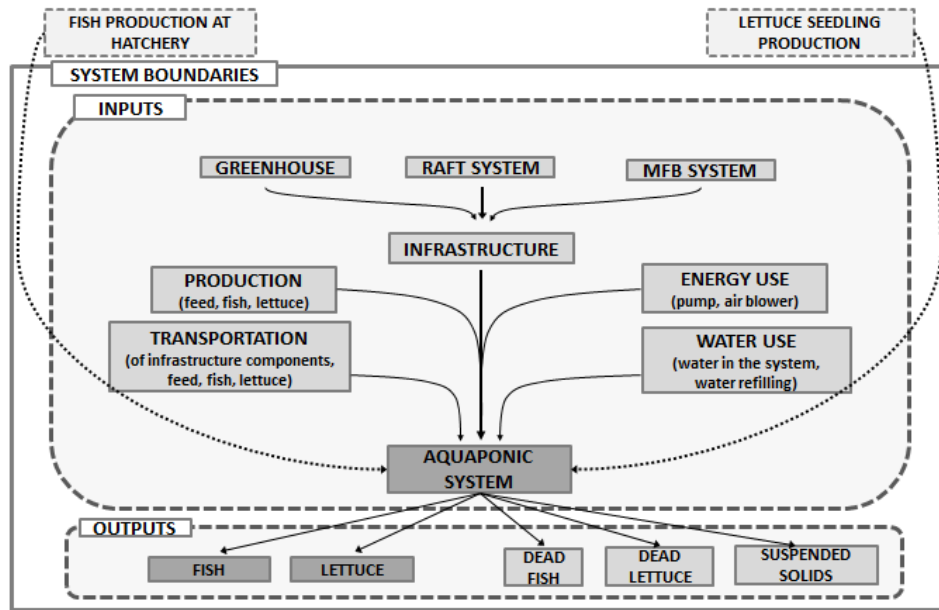


Figure 2: System boundaries for the considered aquaponic system. Inputs and outputs are grouped in dotted-lines rectangles. Dot arrows indicate those processes not included within the system boundaries and for which only the transportation has been considered.

Table 1: Inventory with the main data used to run the LCA and LCC analysis. Values are referred to a 6 months period.

Materials (kg)		Consumptions		Main LCC inputs (€)	
Iron (small units)	332.8	Water (m ³)	36.9	Water	77.2
Nylon (cloths, strips)	46.7	Electricity (kWh)	745.0	Electricity	36.6
Aluminium bars	0.9	Heating (kWh)	3280.0	Infrastructures	132.0
PE (tank, bars, cloth)	92.8	Fish feed (kg)	234.4	Transportation	182.0
PVC (pallet, pipes)	68.6	Truck (kg/km)	53898.5	Fish feed	281.3
LECA (substrate)	595.3	Car (km)	1001.3	Production	248.6
Wood (GBs, tanks)	89.9			Infrastructures	132.0

Even if the major part of the dataset is composed by primary data some assumptions were made:

- Lettuces initial weight is 10g and plants were harvested when reached 300g;
- Not ingested feed was set at 4% of the total daily input (Koçer et al., 2013);
- Mortality was set at 5% for both tench and lettuce;

- Due to the lack of information in literature concerning tench metabolic wastes, nitrogen (N) and phosphorous (P) emissions were calculated using data reported for trouts:
 - N and P percentage composition of fish solid wastes was assumed to be 7.4% and 40.40% respectively (Dalsgaard and Pedersen, 2011);
 - Protein and P content in non-ingested feed was assumed to be 46.30% and 0.98% respectively (Daalsgard and Pedersen, 2011);
 - 83.47% of fish mass was assumed to be fillet, with the rest (16.53%) considered as skin. Total proteins and total phosphorous were 68.13% and 0.78% respectively in the fillet, 50.35% and 0.84% in the skin (Rebolé et al., 2015);
 - N and P contents in lettuce were 10.11% and 2.34% (Hamilton and Bernier, 1975);
- The greenhouse and system lifespan were set as 15 years and 10 years, respectively.

The processes characterizing this aquaponic productive system were aggregated in 5 macro-categories: (1) “Electricity” (i.e. energy consumption linked to water and air pumping and heating system), (2) “Water consumption”, (3) “Transportation”, (4) “Infrastructure” (i.e. greenhouse, RAS structures and vegetable grow beds) and (5) “Production” (i.e. fish feed, dead fish and vegetable, suspended solid removal). For both LCA and LCC, calculations were performed using SimaPro® version 8.0.3.14 (PRè, 2014). Abiotic Depletion (AD), Global Warming Potential (GWP) and Eutrophication (EU) were derived from the updated (April 2013) CML baseline approach (Guinée et al., 2002). Cumulative Energy Demand (CED) was accounted for by using the method published by Ecoinvent version 1.01 and expanded by PRé for energy resources available in the SimaPro database (Frischknecht et al., 2007).

3. Results

The contribution analysis for the aquaponic system is reported in Figure 3. The 5 macro-categories (“Electricity”, “Water consumption”, “Transportation”, “Infrastructure” and “Production”) contributed with an almost identical rate to three of the four impact categories: AD, GWP, CED. For these IC, the main contribution are due to “Electricity” (AD = 37.39%; GWP = 37.87%; CED = 37.88%) and “Transportation” (AD = 49.22%; GWP = 49.12%; CED = 48.90%) while for EU, “Production” showed the highest value (EU = 90.51%). The lowest contributions were found for “Infrastructure” and “Water consumption” (“Infrastructure”: AD = 6.90%; GWP = 6.25%; EU = 0.63%, CED = 6.59%; “Water consumption”: AD = 1.95%; GWP = 2.18%; EU = 0.21%, CED = 2.16%). Concerning LCC, the analysis provided a cost of 958.01 euro for a 6 month functioning of the system. The major part of this quota is due to the production and transportation costs, accounting for 55.32% and 19% respectively (Figure 4). Lower values were calculated for “Infrastructure” (13.78%), “Water consumption” (8.06%) and “Electricity” (3.83%) (Figure 4).

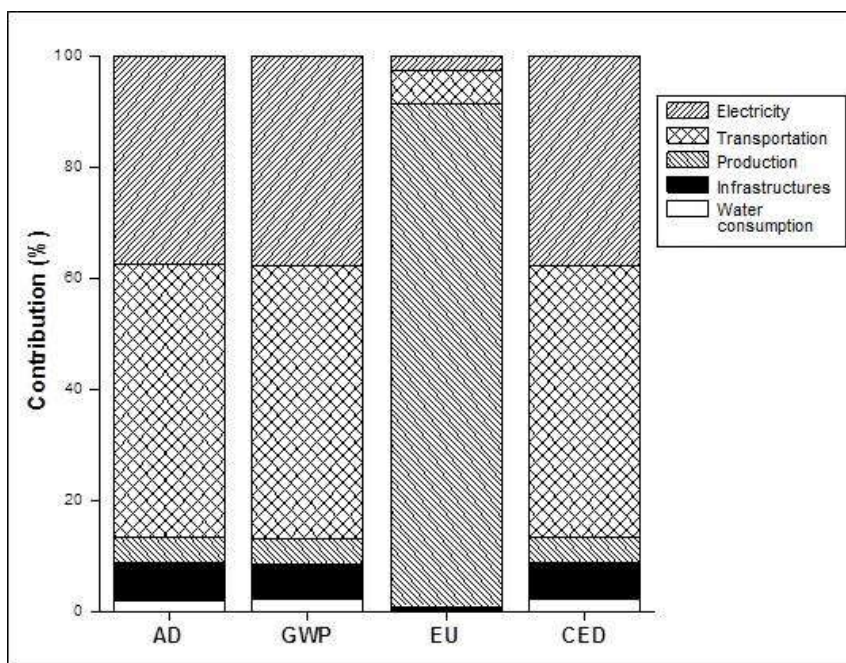


Figure 3: LCA analysis: contribution rate of the 5 macro-categories. AD: Abiotic Depletion, GWP: Global Warming Potential, EU: Eutrophication, CED: Cumulative Energy Demand.

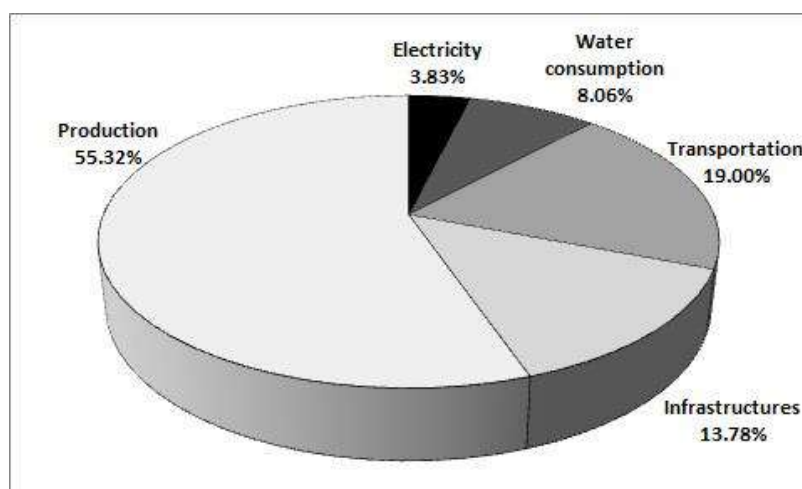


Figure 4: LCC analysis: percentage of money spent for the five macro-categories.

4. Discussion

The LCA analysis underlined that energy consumption, transportation and productive practices represent critical issues for this aquaponic system. Concerning production, the main contributes are due to feed and wastes (represented by suspended solids, dead fish and lettuce). If impacts referred to

feed input seem to be more difficult to reduce, different disposal scenarios could be proposed to manage the wastes. For example, after being removed from the system, suspended solids could be managed using biological approaches (e.g. vermicomposting), as it is already done in other productive sectors (Hendrickx et al., 2009; Ravindran et al., 2008). The reduction of energy consumption represents one of the main challenge for aquaponics (Rakocy, 2007). If on the one hand energy consumption played an important role in terms of environmental impacts, on the other hand its contribute to the overall cost is almost negligible (3.83%). As underlined by Tokunaga et al. (2015), the use of renewable energy could represent a viable solution to reduce impacts related to this macro-category. The low contribution of “Infrastructure” (AD = 6.90%; GWP = 6.25%; EU = 0.63%, CED = 6.59%) is due to their extended lifespan (Greenhouse: 15 years; System: 10 years). The water recycle within the aquaponic system allows the saving of the hydric resource. This clearly appears in the present study where LCA showed that the contribution of “Water consumption” to total impacts is marginal (Figure 3). These results are in line with the ones found by other authors (Bernstein, 2011; Forchino et al., 2017, Goddek et al., 2015) which stated that this practice is characterized by low water consumption. The LCC analysis showed production, transportation and infrastructures to account for about 88% of the total costs. The optimization of management practices could decrease the quota related to production costs, while the adoption of different materials and technical solutions may reduce infrastructure costs. On the contrary, transportation remains a critical issue since both its environmental and economic impacts seem difficult to reduce. LCA and LCC results appear to be in contrast concerning “Electricity”, which represents one of the most important source of environmental impacts according to LCA (Figure 3) but provides the lowest economic contribute to total costs (Figure 4).

5. Conclusion

The combined use of LCA and LCC analyses showed that, even if presenting some critical issues, aquaponics seems to present several advantages if compared to traditional farming. In particular, water saving makes this practice suitable in geographical areas characterized by water scarcity. Moreover, LCA and LCC represent new and powerful tools for the development of aquaponics on a bigger scale. In fact, the possibility to perform these analyses on different scenarios will permit to highlight both hotspots and relative possible solutions. The presented results are related to the investigated case study and so they are not intended to be representative of a large scale productive aquaponic system. However, the huge amount of primary data composing our dataset guarantees a low level of uncertainty in the analyses.

6. References

Al-Hafedh, YS, Alam, A, Beltagi, MS, 2008. Food production and water conservation in a recirculating aquaponics system in Saudi Arabia at different ratios of fish feed to plants. *J. World Aquacult. Soc.*, 39 (4), 510-520.

- Bernstein, S, 2011. Aquaponic gardening: a step-by-step guide to raising vegetables and fish together. New Society Publishers: Gabriola Island, BC, Canada, p. 256.
- Dalsgaard, J, Pedersen, PB, 2011. Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 313, 92-99.
- Danaher, JJ, Shultz, RC, Rakocy, JE, Bailey, DS 2013 Alternative solids removal for warm water recirculating raft aquaponic systems. *J. World. Aquac. Soc.* 44, 374–383.
- de Silva Cerozi, B, Fitzsimmons, K, 2017. Effect of dietary phytase on phosphorus use efficiency and dynamics in aquaponics. *Aquacult. Int.* DOI: 10.1007/s10499-016-0109-7
- Forchino, AA, Lourguioui, H, Brigolin, D, Pastres, R, 2017. Aquaponics and sustainability: the comparison of two different aquaponic techniques using the Life Cycle Assessment (LCA). *Aquacult. Engineer.* 77, 80-88.
- Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Doka, G, Dones, R, Hirschler, R, Hellweg, S, Humbert, S, Margni, M, Nemecek, T, Spielmann, M, 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Data v2.0. Ecoinvent report No. 3, Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. www.ecoinvent.ch
- Goddek, S, Delaide, B, Mankasingh, U, Ragnarsdottir, KV, Jijakli, H, Thorarinsdottir, R, 2015. Challenges of sustainable and commercial aquaponics. *Sustainability*, 7, 4199-4224.
- Guinée, JB, Gorée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, Koning, A. de, Oers, L. van, Wegener Sleeswijk, A, Suh, S, Udo de Haes, HA; Bruijn, H. de, Duin, R. van, Huijbregts, MAJ, 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Part III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 692 pp.
- Hamilton, HA, Bernier, R, 1975. N-P-K fertilizer effects on yield, composition and residues of lettuce, celery, carrot and onion grown on an organic soil in Quebec. *Can. J. Plant Sci.* 55, 453-461.
- Hendrickx, TLG, Temmink, H, Elissen, HJH, Buisman, CJN, 2009. Aquatic worms eating waste sludge in a continuous system. *Bioresource Technol.* 100, 4642-4648.
- Koçer, MAT, Kanyılmaz, M, Yılayaz, A, Sevgili, H, 2013. Waste loading into a regulated stream from land-based trout farms. *Aquacult. Environ. Int.* 3, 187-195.
- Love, DC, Uhl, MS, Genello, L, 2015. Energy and water use of a small-scale raft aquaponic system in Baltimore, Maryland, United States. *Aquacult. Eng.* 68, 19-27.
- PRè, 2014. SimaPro 8. Software. Available at: <http://www.pre.nl>.
- Rakocy, J. E., 2007. Ten Guidelines for Aquaponic Systems. *Aquaponics J.* 1, 14-17.
- Ravindran, B, Dinesh, SL, John Kennedy, L, Sekaran, G, 2008. Vermicomposting of solid waste generated from leather industries using epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Appl. Biochem. Biotech.* 151, 480-488.
- Rebolé, A, Velasco, S, Rodriguez, ML, Treviño, J, Alzueta, C, Tejedor, JL, Ortiz, LT, 2015. Nutrient content in the muscle and skin of fillets from farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Food Chem.* 174, 614-620.
- Tokunaga, K, Tamaru, C, Ako, H, Leung, PS, 2015. Economics of small-scale commercial aquaponics in Hawai'i. *J. World Aquacult. Soc.* 46(1), 20-32.
- Xie, K, Rosentrater, KA, 2015. Life cycle assessment (LCA) and Techno-economic analysis (TEA) of tilapia-basil aquaponics. *Agricultural and Biosystems Engineering. Conference Proceedings and Presentations 7-2015*.

Evaluating the variability of life cycle inventories of primary tillage via different operational parameters

S.H. Mousavi-Avval, G. Tassielli, P.A. Renzulli, B. Notarnicola*

Ionian Department of Law, Economics and Environment, University of Bari Aldo Moro, Via Lago Maggiore angolo via Ancona, 74121 Taranto, Italy

Email*: bruno.notarnicola@uniba.it

Abstract

The Life cycle assessment (LCA) approach has been extensively applied for environmental assessments of agricultural processes. The inventory phase is the essential and most complex step in LCA. High-quality data on specific and absolute emissions from agricultural tractors are needed in calculations of environmental loads caused by different food production techniques and agricultural strategies, but the available datasets are not sufficiently detailed to model direct and indirect emissions of farm operations in different conditions. The reason is that taking into account local variables for the agro-mechanical operations is difficult. Within the agricultural stage, direct and indirect emissions of primary soil tillage operations are viewed as a major environmental burden. Furthermore, fuel consumption values for any particular operation vary between the type of tractor, soil type, depth of operation, field conditions, etc. The objective of this study is to analyse the effects of operational conditions on the variability of fuel and lubricant consumptions and depreciated weight of machinery for primary tillage operations. The results reveal that tillage operations with a mouldboard plough in different operational conditions (in terms of soil, depth of tillage, width of tillage, tractor type, tractor power, and field characteristics) produce a large variation of diesel fuel consumption (12.6 to 76.0 L/ha), lubricant consumption (0.05 to 0.24 L/ha), depreciated tractor weight (0.18 to 0.71 kg/ha) and depreciated plough weight (0.46 to 0.60 kg/ha). These results can be used to develop more detailed datasets for different primary soil tillage operations in different conditions to get a better estimation of direct and indirect environmental emissions and consequently have more precise environmental analyses for agri-food systems.

1. Introduction

The assessment of environmental emissions of agricultural and food production is spreading as consequence of the attention given to sustainability issues concerning such systems. To carry out these assessments and analyse the environmental profile of the life cycle of a product or process, the most common technique is Life Cycle Assessment (LCA), characterized by a complete analysis approach (ISO 14040, 2006). It is a comprehensive, structured and internationally standardized methodology for providing insight into ways to mitigate the environmental impacts (Mousavi-Avval et al., 2017b, Notarnicola et al. 2017 a). The LCA methodology typically includes four phases consisting of goal and scope definition, inventory analysis, life cycle impact assessment, and interpretation of the results. The inventory provides the basis of the LCA projects. Inventory analysis quantifies the natural resources and other inputs to the system on one side, and environmental emissions and other outputs on the other side. In the agricultural phase data used for inventory analysis can be classified as data for the production of inputs from raw materials, resulting in off-farm emissions, and data concerning the application of inputs causing on-farm emissions (ISO 14040, 2006). Since the inventory fulfilment is complex and time

consuming (Nielsen et al., 2003), often, precompiled datasets from commercial databases are used to complete the inventory accounting.

In LCA of agri-food systems, the agricultural stage is responsible for notable environmental emissions, such as climate change, acidification, eutrophication, ozone depletion and mineral and fossil resources depletion (Mousavi-Avval et al., 2017a). Many researchers conclude that in the agricultural stage of agri-food systems, field practices play an important role on the environmental profile (IPCC, 2006; Notarnicola et al., 2017 b; Sala et al., 2017; Notarnicola et al., 2011; Keyes et al., 2015). However, the available datasets concerning such agricultural practices are not sufficiently detailed to effectively model direct and indirect emissions in different field conditions. The reason is that taking into account local variables for the agro-mechanical operations is difficult; each mechanical operation is characterised by operative choices which may be affected by soil texture, field shape ratio, declivity, climatic issues such as temperature and rainfall, etc. These local characteristics are difficult to obtain, to measure or even to implement in a database (Osses de Eicker et al., 2010; Bengoa et al., 2014).

Within the agricultural stage, direct and indirect emissions of primary soil tillage are viewed as one of the major causes of environmental burdens because of the respective energy consumption. Primary tillage operation is a basic operation and, even if considerable technical developments have already reached, tillage is one of the most frequent environmental hotspots of the agricultural phase of agri-food product systems (Brentrup et al., 2004; Fusi et al., 2014; Lovarelli et al., 2017). The objective of this study is to analyse the effects of operational conditions on the variability of fuel and lubricant consumptions and depreciated weight of machinery for primary tillage operations. The novelty of this study is not the assessment of the environmental impacts of tillage operation, but the quantification of the material and energy use in ploughing operations by taking into account the variability of parameters for the different operational conditions.

2. Materials and methods

In this study fuel and lubricant consumption during primary tillage operations are calculated and associated environmental emissions, together with those of fuel and lubricant in the production stage, are estimated. Moreover, the depreciated weight of tractor and ploughing machines are estimated. The depreciated weight of a machine is calculated by multiplying the operation time by the total weight of machine and dividing it by the machine lifespan. In order to calculate fuel consumption during tillage operation with a mouldboard plough, the drawbar power and power take-off (PTO) requirements were calculated based on the ASAE standards (ASAE, 2006). Furthermore, fuel and lubricant consumption were estimated by considering available and required power in different conditions.

2.1. Draft requirement for tillage operations

Draft is defined as the force required to pull an implement in the horizontal direction of travel. To calculate the draft requirement, both the functional draft (soil resistance) and the draft required to overcome rolling resistance of the implement are included. Draft requirement for traction of a mouldboard plough is estimated by considering the power developed by the drive wheels or tracks and transmitted through the hitch or drawbar to move the implement as follows (ASAE, 2006):

$$D = R_{sc} + MR \quad (1)$$

where D is implement draft, R_{sc} is soil resistance, and MR is total implement motion resistance (all measured in N). Equation (1) shows the elements of draft. Resistance of the implement from soil and the motion resistance of the implement are both contributors. For tillage tools operated at a depth, draft depends upon soil texture, depth, and geometry of the tool. Typical draft requirements can be calculated as follows (ASAE, 2006):

$$D = F_i [A + B(S) + C(S)^2] WT \quad (2)$$

where D is implement draft; F is a dimensionless soil texture adjustment parameter ($F_1=1.0$, $F_2=0.70$, $F_3=0.45$); $i = 1$ for fine, 2 for medium and 3 for coarse textured soils; A , B and C are machine-specific parameters. These parameters vary based on the type of machine for different operations. For example, for ploughing with a mouldboard plough these parameters are: $A=652$, $B=0.0$, $C=5.1$; however, they don't vary based on different types of mouldboard plough; S is field speed, km/h (7 km/h for operation with mouldboard plough); W is machine width, (0.3 m for a furrow of mouldboard plough); T is tillage depth in cm. In equation (2), soil resistance and implement motion resistance from equation (1) are reported in the data table (ASAE, 2006). Equation (2) is easier to use than the previous one found in the above mentioned literature because it allows the inclusion of the effects of speed on draft.

2.2. Drawbar power requirement for tillage

To convert draft requirement into drawbar power requirement, we have to consider the speed of the operation. Equation (3) is used to convert draft into drawbar power (ASAE, 2006). In this equation, DBP denotes for drawbar power in kW, D presents draft requirement in kN, and S shows the typical speed for the operation in km/h.

$$DBP = \frac{D \times S}{3.6} \quad (3)$$

After calculating the drawbar power requirement, the PTO power requirement can be calculated based on the drawbar performance of tractor. The drawbar performance of tractors depends primarily on engine power, weight distribution on drive wheels, type of hitch and soil surface. Tractive efficiency, TE , is the ratio between drawbar power and PTO power Fig. 1).

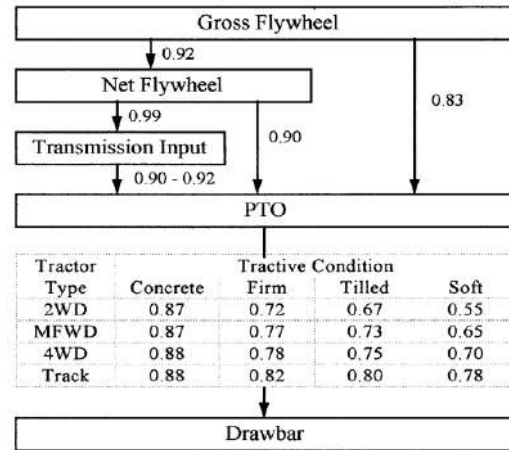


Figure 1: Power relationships for agricultural tractors (ASAE, 2006).

Maximum TE is optimized by compromising drive wheel slip, s , and motion resistance, MR . Fig. 1 shows typical power relationships for agricultural tractors when properly ballasted for the desired operating speed; so by using these efficiencies, power at a given location in the drive train can be used to estimate power at another location.

2.3. Fuel consumption for tillage operation

Fuel efficiency varies according to the type of fuel and to the percent load on the engine. Based on ASAE standards, typical farm tractor and combine engines above 20% load are modelled with the equation (4). To determine the diesel fuel consumption by a tractor operating under a range of load conditions, over a period of time, equation (4) was applied (ASAE, 2006):

$$SFC_{\text{diesel}} = 2.64X + 3.91 - 0.203\sqrt{738X + 173} \quad (4)$$

Where SFC_{diesel} denotes specific diesel fuel consumption for a specific operation, in L/kW·h; X is the ratio between the equivalent PTO power required by tillage operations and the maximum available power from the PTO. By using equation (4), diesel fuel consumption is calculated 15% higher than typical Nebraska Tractor Test performance to reflect loss of efficiency under field conditions.

2.4. Lubricant consumption

Lubricant consumption is defined as the volume per hour of engine crankcase lubricant replaced at the manufacturer's recommended change interval. By considering the rated engine power, P in kW, specific lubricant consumption, in L/h, is calculated using equation (5) (ASAE, 2006):

$$SLC_{\text{lubricant}} = 0.00059 P + 0.02169 \quad (5)$$

2.5. Parameter selection

There are some important parameters for calculating fuel consumption for tillage operations. In this study six parameters of width of ploughing, tractor power, field condition, depth of tillage, soil condition, and tractor type were considered. Also, different possible values for each of these parameters were considered as follows:

a. Width of ploughing

Another parameter which significantly affects the draft requirement is width of plough. In this study three widths of 0.9 m, 1.5 m, and 1.8cm were considered as small, medium and large widths, respectively (Table 1).

b. Tractor power

Available power for tillage operation depends on the type of tractor, rated power of tractor and transmission efficiency. In this study four ranges and rates of tractor power were considered (Table 1).

c. Field condition

Field condition is another important parameter for fuel consumption. ASAE defined field efficiency as the ratio between the productivity of a machine under field conditions and the theoretical maximum productivity. Some factors affecting field efficiency are field pattern, field shape, field size, field conditions, system limitations, etc. Field efficiency varies from 0.7 to 0.9 (ASAE, 2006). In this study we considered field efficiency of 0.7 for tillage operation in low field efficiency (e.g. orchard conditions) and the field efficiency of 0.9 for tillage operation in high field efficiency (e.g. open-field conditions).

d. Depth of tillage

Another parameter which significantly affects the draft requirement is tillage depth. In this study three depths of 18 cm, 25 cm and 35 cm were considered as shallow, medium and deep depths, respectively (Table 1).

e. Soil condition

In this study three soil conditions were considered for calculation of fuel consumption. They are firm soil, medium soil and soft soil (Table 1). Soil conditions affect the tractive efficiency and draft requirement. Firm soils have higher tractive efficiency and also higher draft requirement; on the contrary, tractive efficiency and draft requirement of soft soils are low (ASAE, 2006).

f. Tractor type

For tillage operation different types of tractors are applied. They are two-wheel drive tractor (2WD), mounted-front wheel tractor (MFWD), four-wheel drive tractor (4WD), and track. Tractive efficiency of these types of tractors are considerably different (Fig.1).

Table 1: Parameter Selection.

Parameter level	Tool	Width	Tractor power (kW)	Field type	Depth	Soil condition	Tractor type
1	Moldboard Plow	Small	Less than 60	Open field	Shallow depth	Firm	2WD
2	Moldboard Plow	Medium	60-86	Orchard	Medium depth	Medium	MFWD
3	Moldboard Plow	Large	86-112	-	Deep	Soft	4WD
4	Moldboard Plow	-	More than 112	-	-	-	Track

Some scenario examples:
Implement/Width/Tractor power/Field type/Depth/Soil condition/Tractor type (**Bolded** word indicates the changed parameter of that scenario compared to the first one)
 111111- Moldboard Plow/Small/Less than 60/Open field/Shallow depth/Firm/2WD
 111112- Moldboard Plow/ Small/Less than 60/Open field/Shallow depth/Firm/ **MFWD**
 111121- Moldboard Plow/ Small/Less than 60/Open field/Shallow depth/ **Medium** /2WD
 111211- Moldboard Plow/ Small/Less than 60kW/Open field/**Medium depth**/Firm/2WD
 112111- Moldboard Plow/ Small/Less than 60kW/**Orchard**/Shallow depth/Firm/2WD
 121111- Moldboard Plow/ Small/**60-86 kW**/Open field/Shallow depth/Firm/2WD
 211111- Moldboard Plow/ **Medium**/60-86 kW/Open field/Shallow depth/Firm/2WD
 342334- Moldboard Plow/**Large/More than 112 kW/Orchard/Deep/Soft/Track**

3. Results and discussion

In order to develop a LCI of tillage operations, fuel consumption, lubricant consumption, depreciated weight of tractor and mouldboard plough were estimated.

3.1. Fuel consumption

To calculate fuel consumption, six parameters were considered. By taking into account three levels for width of tillage, three levels for soil conditions, three levels for depth of tillage, four tractor types, four levels for tractor power and two levels for field conditions, 864 different scenarios were simulated. For the tillage operations, draft and power requirement were calculated by using operational parameters of the implement; and the available power was calculated by using engine power and efficiency rate. Consequently, X parameter which is the ratio of equivalent PTO power required by tillage operation to the maximum available from the PTO, was estimated for the 864 scenarios. The width of a furrower was considered to be 0.3 m, and different mouldboard ploughs with three, five and six furrowers were considered. By considering the possible scenarios of suitable match between tractor power and required power, scenarios with X value between 0.4 and 0.9 were considered as possible solutions. However, scenarios with X value more than 0.9 were considered as not possible solutions (those in which the required power is more than available power) and scenarios with X value less than 0.4 were considered as not suitable solutions (those in which the required power is less than 50% of available power and there is a wastage of energy). Hence, out of the 864 scenarios, 410 were found to be suitable solutions, 152 scenarios were not suitable solutions, and 302 were found to be not possible. Fig. 2 presents fuel consumption for the 410 scenarios for tillage operations with a mouldboard plough. Diesel fuel consumption ranged from 12.6 to 76.0 L/ha, with the average of 34.15 L/ha, and standard deviation of 11.7 L/ha. Van Linden and Herman (2014) investigated diesel fuel

consumption for off-road use of mobile machinery in agriculture. They reported that diesel fuel consumption for crop production ranged from 37 to 311 L/ha by considering different soil types, tractor size, field size and machine loads. In this study the tillage operation was the most energy consuming process in plant cultivation.

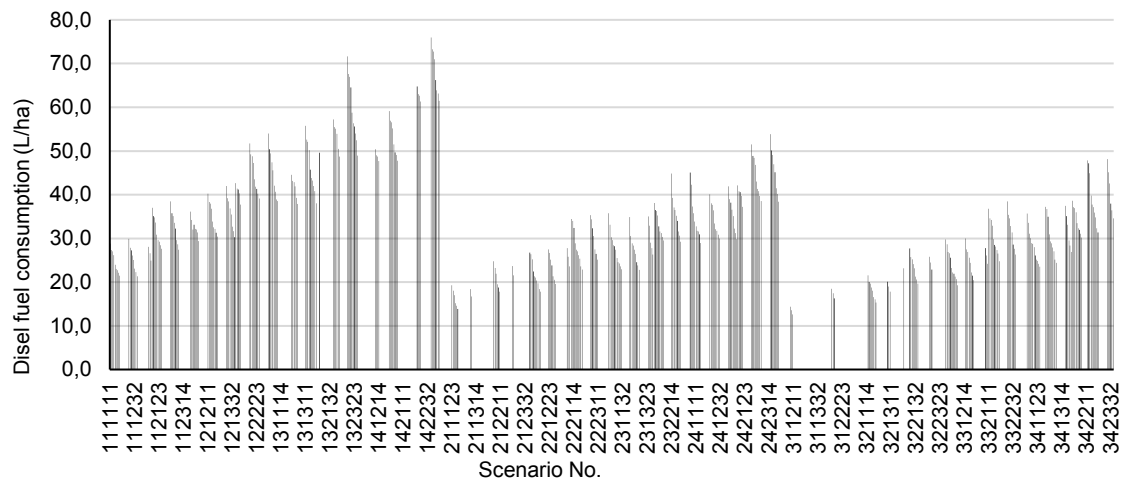


Figure 2: Diesel fuel consumption for 410 scenarios for tillage operation with mouldboard plough.

3.2. Lubricant consumption

By taking into account the 410 possible scenarios, lubricant consumption for tillage operation of one hectare of land with a mouldboard plough was calculated and the results are presented in Fig. 3. Lubricant consumption ranged from 0.05 to 0.24 L/ha, with an average of 0.12 L/ha, and a standard deviation of 0.04 L/ha. The figure shows that the lubricant consumption for some scenarios is the same; the reason is that lubricant consumption is affected by rated engine power and time of ploughing and some of the other parameters considered in these scenarios do not affect lubricant use.

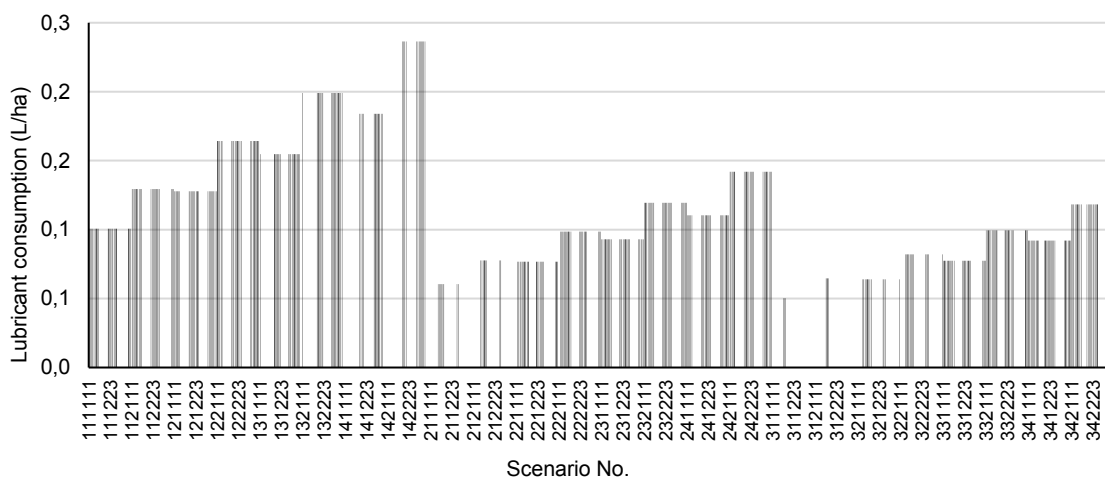


Figure 3: Lubricant use for 410 scenarios for tillage operation with mouldboard plough.

3.3. Depreciated weight of tractor and machinery

By taking into account the 410 possible scenarios, depreciated weight of the tractor and the mouldboard plough was estimated. The life time of different types of tractors and mouldboard ploughs was considered based on the data of ASAE standards (ASAE, 2006). The weight of tractor and machinery was estimated based on the technical data from the implements manuals. The depreciated weight of the tractor for tillage operation of one hectare was calculated (Fig. 4). Depreciated weight of the tractor ranged from 0.18 to 0.71 kg/ha, with an average of 0.36 kg/ha, and a standard deviation of 0.13 kg/ha.

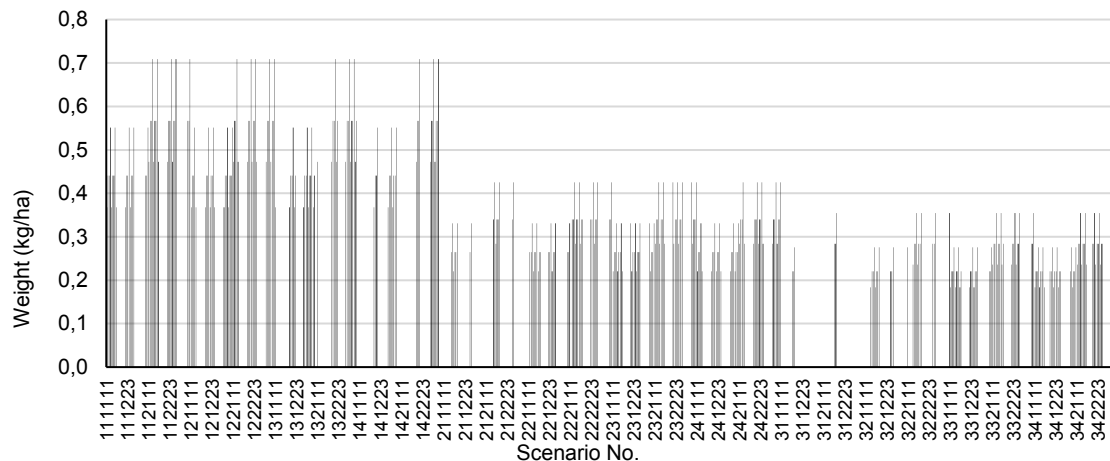


Figure 4: Tractor depreciated weight for 410 scenarios for tillage with mouldboard plough.

The depreciated weight of the mouldboard plough was also calculated and the results revealed that it ranged from 0.46 to 0.60 kg/ha, with an average of 0.53 kg/ha, and a standard deviation of 0.07 kg/ha.

4. Conclusions

In this study the LCI of tillage operations in different conditions was conducted. Totally, for 410 scenarios of tillage operation, fuel consumption, lubricant consumption, and depreciated weight of tractors and mouldboard plough were estimated. The results revealed that in tillage operations with a mouldboard plough with different operational parameters such as width of tillage, soil conditions, depth of tillage, tractor types, tractor power, and field conditions there are large variations for diesel fuel consumption (12.6 to 76.0 L/ha), lubricant consumption (0.05 to 0.24 L/ha), depreciated weight of the tractor (0.17 to 0.71 kg/ha). In conclusion, in order to accurately evaluate agri-food systems in environmental terms, operating conditions of field operations should be considered in detail. The results of this study can be used to developed more detailed datasets for different primary soil tillage operations in different conditions and will thus allow more precise environmental analyses for agri-food systems.

5. References

- ASAE, 2006. D497.4 MAR99: Agricultural Machinery Management Data. 348-357.
- Bengoa, X, Rossi, V, Humbert, S, Nemecek, T, Lansche, J, Mouron, P, 2014. Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products. World Food LCA Database 1-79.
- Brentup, F, Küsters, J, Kuhlmann, H, Lammel, J, 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. Eur. J. Agron. 20 (3), 247-264.
- Fusi, A, Bacenetti, J, Gonzalez-García, S, Vercesi, A, Bocchi, S, Fiala, M, 2014. Environmental profile of paddy rice cultivation with different straw management. Sci. Total Environ. 494-495, 119-128.
- IPCC, 2006. Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: Eggleston, et al. (Eds.), IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Program.
- ISO 14040, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.
- Keyes, S, Tyedmers, P, Beazley, K, 2015. Evaluating the environmental impacts of conventional and organic apple production in Nova Scotia, Canada, through life cycle assessment. J. Cleaner Prod. 104, 40-51.
- Lovarelli, D, Bacenetti, J, Fiala, M, 2017. Effect of local conditions and machinery characteristics on the environmental impacts of primary soil tillage. J. Cleaner Prod. 140, 479-491.
- Mousavi-Avval SH, Rafiee S, Sharifi M, Hosseinpour S, Notarnicola B, Tassielli G, Renzulli PA, Khanali M, 2017a. Use of LCA indicators to assess Iranian rapeseed production systems with different residue management practices. Ecol. Indic. 80, 31-39.
- Mousavi-Avval, SH, Rafiee, S, Sharifi, M, Hosseinpour, S, Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, PA, 2017b. Application of multi-objective genetic algorithms for optimization of energy, economics and environmental life cycle assessment in oilseed production. J. Cleaner Prod. 140, 804-815.
- Nielsen, PH, Nielsen, AM, Weidema, BP, Dalgaard, R, Halberg, N, 2003. LCA Food Database.
- Notarnicola B, Sala S, Anton A, McLaren SJ, Saouter E, Sonesson U, 2017. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: a review of the challenges. J. Cleaner Prod. 140, 399-409. DOI:10.1016/j.jclepro.2016.06.071.
- Notarnicola B, Tassielli G, Renzulli PA, Castellani V, Sala S, 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. J. Cleaner Prod. 140, 753-765
- Osse s de Eicker, M, Hischer, R, Kulay, LA, Lehmann, M, Zah, R, Hurni, H, 2010. The applicability of non-local LCI data for LCA. Environ. Impact Assess. Rev. 30 (3), 192-199.
- Sala S, Anton A, McLaren SJ, Notarnicola B, Saouter E, Sonesson U, 2017. In quest of reducing the environmental impacts of food production and consumption. J. Cleaner Prod. 140, 387-398. DOI:10.1016/j.jclepro.2016.09.054.
- Van linden, V, Herman, L, 2014. A fuel consumption model for off-road use of mobile machinery in agriculture. Energy 77, 880-889.



SESSIONE V

PEF e OEF - Esperienze applicative e possibili utilizzi nelle politiche ambientali



Implementing life-cycle approaches and tools: experiences and learnings from Aptar Italia

Michele Del Grosso^{1*}, Alberto Simboli², Andrea Raggi², Nando Cutarella¹

¹ *Aptar Italia, San Giovanni Teatino, CH, Italy*

² *University "G. d'Annunzio", Department of Economic Studies, Pescara, Italy*

Email*: michele.delgrosso@aptar.com

Abstract

This paper presents and discusses the implementation of life-cycle based approaches and tools during the last years by a world leader company in the dispensing solutions for beauty&home, pharmaceuticals, food and beverage products. The longitudinal study conducted highlights the main benefits achieved, the critical issues faced and the future developments of their strategy. The experience here represented can be a significant example and a stimulus for other companies to develop sustainability plans and can provide theoretical, methodological and practical feedback to the community of scholars in this field of research.

1. Introduction

The development of actions aimed at improving environmental performance is now recognized as a basic aspect of business strategies, especially for large companies and groups (Wheelen and Hunger, 2012; White, 2009; Yu and Chen, 2014). It is evident from the literature that a clear and shared strategic corporate sustainability plan can significantly support companies in achieving internal efficiency and market effectiveness. In this perspective, "life-cycle-based" tools may represent a powerful support to measure environmental, economic and social performance, providing company managers with useful information for the development of improvement actions and external communication (Finnveden et al, 2009; Tukker and Jansen, 2006). The practical experiences achieved by companies and organizations which have implemented life-cycle-based methodologies and tools can further demonstrate their relevance, as well as the main issues related to their integration into business strategies and routines. Aptargroup has provided a significant example of an integrated implementation of such approaches and tools. Indeed, that company has been concerned with sustainability aspects for several years, with special focus on environmental and energy issues. The analysis conducted during this study was aimed at highlighting the basic reasons, the strategic levers, the most significant steps and the results achieved. The main actions described and analysed in the following include various steps: an initial cradle-to-gate LCA on a sample product, later extended to other items; the development of simplified tools for the dynamic assessment of the environmental impacts of transports, the analysis of product end-of-life scenarios based on EU-wide databases.

2. Methods

This study was largely based on data and internal documentation provided by Aptar Italia SpA (hereinafter named Aptar) and analyses the actions undertaken

in the production sites located in the Abruzzo region, Italy, during the years 2010-2016. In the various actions, reference is made to internationally-recognised standards, as well as internally developed procedures and indicators. The information considered confidential has been omitted or described in general terms.

3. The product-systems analysed

3.1. Aptar Italia production sites

Aptargroup is a leader in the dispensing solutions niche of the packaging industry, with a market focus on three business segments (Beauty+Home, Food+Beverage,Pharma). Aptar operates in 18 countries with 13,000 employees and 67 plants located in different world regions. Aptar Italia produces micro-pumps and dispensers for liquids and operates two facilities located in the provinces of Chieti and Pescara, Italy. The Pescara's production site (PPS) covers an area of 18,000 m², of which 13,000 m² for manufacturing (moulding and assembling processes). The production types are cartridges for fragrance pump and lotion dispensers. Chieti's production site (CPS) covers an area of 13,252 m², of which 7,892 m² for manufacturing (assembling process). The production types are dispensing systems and micro-pumps for fragrance. The assembly department presents 122 machines with a daily average production rate of 3.1 millions of pieces. The two production sites and the entire supply chain including suppliers and clients involved in the product-systems analysed are represented in Fig.1

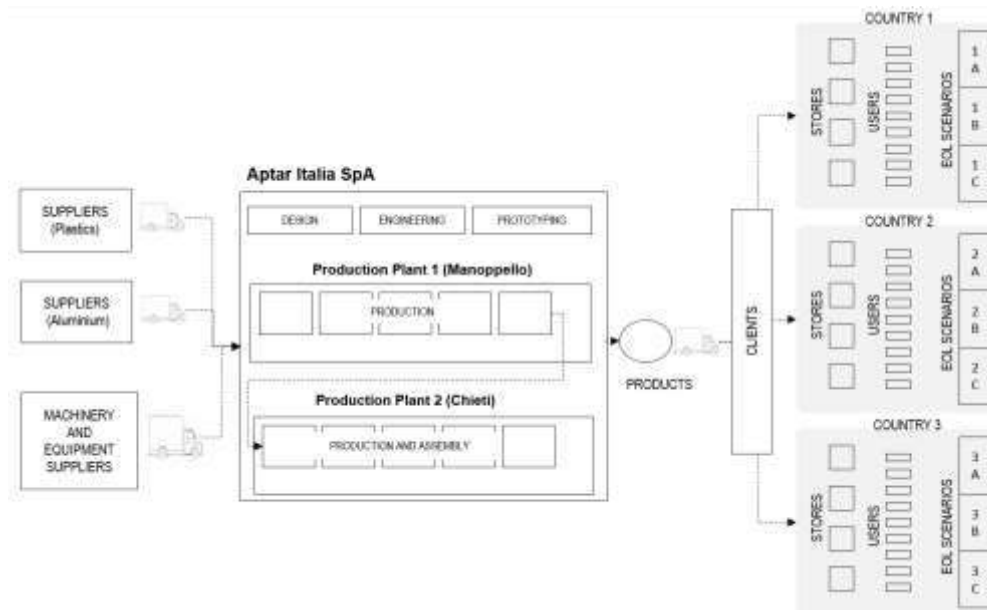


Figure 1: The product-system analysed.

3.2. The sample products

The products used as a sample in the present study are the dispenser GS (Fig. 2), produced by Aptar Italia (the cartridges are manufactured in the Pescara site

and the finished products are assembled in the Chieti site). The product is made of ten components and five different materials: Polypropylene (PP), Low Density Polyethylene (PE-LD), Linear Low Density Polyethylene (PE-LLD); Polyoxymethylene (POM) and Stainless Steel. The production processes steps involved are the following: Injection moulding; Extrusion; Vulcanization; Decoration for metal components; Assembling.



Figure 2: The sample product (GS model).

4. Findings

4.1. The LCA of the product GS

The first experience gained by Aptar in implementing LC-based methods and tools was an LCA study conducted in 2009 on the dispenser GS (ISO, 2006a and 2006b; Del Grosso, 2010). The LCA study identified the following goal and scope:

- *goal*: assessing the environmental impacts for the entire life cycle of the product GS in order to identify the product's life cycle environmental hot spots.
- *functional unit (FU) and reference flow*: the FU was identified as the number of strokes to dispense the product out of the bottle, based on the dispenser dosage of 2 cm³ and 300 mL of liquid soap. Also, it was assumed that, after use, a dispenser is not reused on any new liquid soap bottle. The reference flow was a single item of dispenser GS.
- *system boundaries*: the study included the upstream processes (raw materials extraction and production of secondary packaging), the core processes (production of components -moulding, extrusion, vulcanization- and assembling of semi-finished and finished product) and the downstream processes (transportation of finished product to Aptar's customers).

The LCA data collection was carried out by involving the principal suppliers; data collected on-site cover about 90% of the product mass. The LCA software used was GaBi V.6.0 (Thinkstep, GaBi Professional). The LCIA was based on the CML Baseline 2001 method. The principal indicators used were: *Global Warming Potential*; *Acidification Potential*; *Eutrophication Potential*; *Photochemical Oxidation Creation Potential*; *Primary Energy Demand*. Special focus was devoted to Global Warming Potential (GWP₁₀₀). The study highlighted that 65% of CO₂ emissions are related to raw materials extraction, 30% to the use of energy and 5% to transportations (Fig. 3).

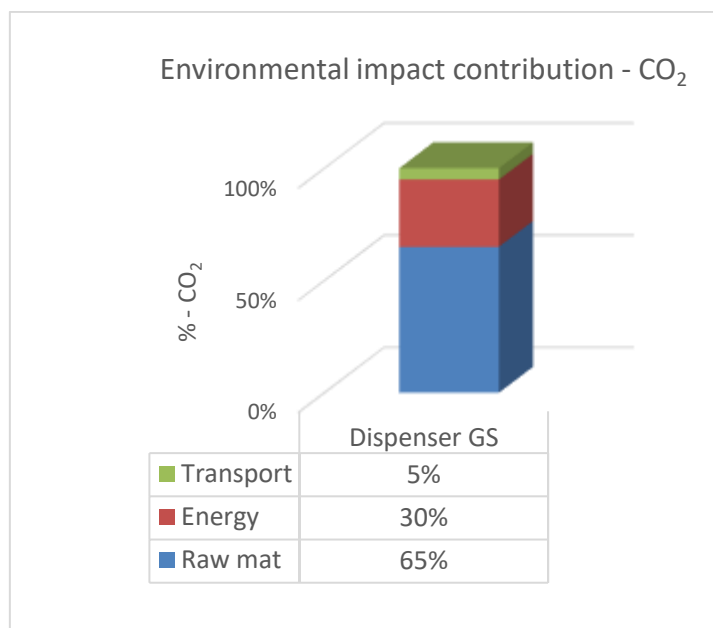


Figure 3: Environmental profile of the GS.

Also as a follow-up to the LCA study, in 2013-2014 both plants (Chieti and Pescara) decided to shift the power source from conventional Italian grid mix to certified renewable power. Moreover, specific energy efficiency actions implemented in production (moulding and assembling) resulted in lower energy consumption per unit of finished product. The main energy efficiency actions included: barrel insulation in the press to reduce the heat exchange during moulding operations; inverter and soft starter systems implemented on the press; new compressors with “Adjustable Speed Drive” technology; reduction of air leakage and optimization of compressed air system. Following the actions above, the incidence of electrical energy consumption on GWP was reduced from 30% to 18%. The total GWP of the product had a 15% decrease as a result of those actions.

Moreover, the results obtained in the LCA of the GS led Aptar to open an important decision making process aimed at investigating some potential improvements along the whole life cycle of the product, as described hereafter.

4.2. Extending the Life Cycle approach to the whole supply chain

During 2016 Aptar carried out an LCA study on the full aerosols packaging in collaboration with its customer Colep (Del Grosso and Teixeira, 2016; Del Grosso and Teixeira, 2017). The goal of the study was the evaluation of the environmental impact of aerosol products considering different valve technologies, metal cans and propellants. The *functional unit* was defined as the amount of product dispensed out of one single aerosol can.

The LCA study considered the following system boundaries: Upstream processes: raw materials production and secondary packaging production; Core processes: valve and accessory production, bulk production, filling operation, can production; Downstream processes: transportation of finished product, product

use and product end of life. Various Aptar and Colep plants located in Germany and Portugal were involved in the data collection.

The LCA study presents the assumptions and limitations, in terms of data, listed in Tab.1:

Table 1: Data considered in the study.

Considered in the system boundaries:	Not considered in the system boundaries:
Average amount of water used for shaving: 4.7 litres per shaving	Secondary packaging, such as boxes, pallet and plastic bags (reused internally)
Number of applications for product: shave gel (35) and shave foam (40)	Bulk input used for shaving product (lack of relevant data)
Use of water at room temperature;	Environmental credit coming from recycling of aluminium can in the end of life management (modelling choice)
Waste treatment scenarios for EoL based on generic Eurostat data	Distance for the transportation of product from retail shop to end users (lack of relevant data)
Environmental impact of “indirect emissions factors” for GWP ₁₀₀ expressed as kg CO ₂ equivalent	

The impact assessment methodology was based on ReCiPe 2008 considering the environmental impact categories of Climate Change and Photochemical Oxidant Formation (POF). The main results of the LCA study highlighted that:

a) Climate Change is heavily influenced by the:

- choice of metal packaging (aluminium or tinplate: aluminium has higher contribution than tinplate);
- choice of propellants (LPG or compressed gases);
- inputs (weight of raw materials, energy consumption);

b) POF is heavily influenced by the:

- Choice of propellants (LPG or compressed gases);
- Bulk components (solvents).

4.3. The contribution of the transportation activities

In 2015 Aptar Italia decided to better investigate the life cycle phase related to the transportation of products to its customers. A flexible tool called “Eco-mobility” has been developed with the aim to assess various transportation modes and the related environmental impact in terms of CO₂ emissions. The tool allows the user to identify and manage the following information: type of boxes and pallets; weight of full pallet including finished products; number of finished products shipped; number of pallets transported per vehicle; type of vehicle (truck, boat, rail and airplane); distance for each travel; environmental impact in terms of CO₂ emission per single pallet and per 1,000 pieces. The use of this tool allowed Aptar to select an intermodal logistic solution capable of minimizing the CO₂ emissions. Then, that solution was implemented with the major customers that required actions to reduce the carbon footprint of transportation of finished product. As a result, the

CO₂ emissions generated by the product transportation by truck and by rail from Italy to Poland were improved by 20% (Goglia, 2016).

4.4. An evaluation of the product end-of-life scenarios

To assess the potential environmental impacts of the various end-of-life (EoL) treatments which the GS dispensers manufactured by Aptar undergo, an LCA study focused on the product EoL stage was carried out (Albanese, 2017). The EoL options considered includes: incineration, energy recovery, recycling and landfilling; the environmental impact categories evaluated were: global warming, eutrophication, acidification, photochemical smog formation, water consumption and land use. The analysis was carried out taking into account the European countries where Aptar Italia mostly markets its products: Germany, Italy, France and Spain. The analysis was carried out by using the GaBi LCA software V.6.0 (Thinkstep, GaBi Professional); for each of the countries considered in the study, two scenarios were built, based on Eurostat data for the year 2012:

- SCENARIO A: cases where the GS dispensers are split from the plastic bottle and disposed of into a mixed waste stream (for this scenario, the analysis was performed by using the data on "Household and similar waste" for 2012 available in the Eurostat database);
- SCENARIO B: cases where the GS dispensers are disposed of together with the plastic bottle into the source-separated plastic waste stream (for this scenario, the analysis was performed by using the data on "Sorting residues" for 2012 available in the Eurostat database).

The analysis results, assuming the two different scenarios above in the four countries considered, were expressed with reference to the treatment of one tonne of product and, subsequently, were normalised to one single dispenser, for a better understanding of the environmental impacts, considering the monthly production of GS by Aptar Italy (20 million units). The environmental impact of the EoL scenarios were assessed according to the following impact indicators: Global Warming Potential, Acidification Potential, Eutrophication Potential, Photochemical Oxidation Creation Potential, Water depletion, Agricultural Land Occupation. Tab. 2 shows the results for the fractions "household and similar" and "sorting residues" wastes, considering the different treatment scenarios for Germany, Italy, France and Spain.

Table 2: Environmental impact categories per single unit of finished product – GS.

Environmental impact category	Indicator per single unit	Germany		Italy		France		Spain	
		Household and similar	Sorting residues	Household and similar	Sorting residues	Household and similar	Sorting residues	Household and similar	Sorting residues
Global Warming Potential ₁₀₀	g CO ₂	13.06	6.77	-2.87	6.06	8.5	1.4	1.7	-0.46
Acidification Potential	g SO ₂	-10.36	-3.83	-32.43	-1.98	-2.01	-1.00	2.78	-6.21
Eutrophication Potential	g PO ₄ ³⁻	-0.52	1.00E-03	-1.15	1.00	0.62	1.324	1.59	0.93
Photochemical Ozone Creation	g C ₂ H ₄	-1.48	-0.65	-4.08	-0.42	-0.46	-0.32	0.13	-0.95
Water Depletion	m ³ H ₂ O	-3.00E-03	-1.00E-03	-3.00E-03	-3.00E-04	-1.00E-03	-5.00E-04	-5.00E-04	-1.00E-03
Agricultural Land Occupation	m ² a	-9.65E-06	-8.05E-07	-3.30E-05	9.49E-06	-1.68E-08	1.64E-06	5.64E-06	-4.36E-06

5. Discussion and conclusions

In the last years Aptar has implemented preventive actions to reduce the environmental impacts of its production processes. These actions allowed Aptar to achieve considerable results, both in terms of increase in resource and energy efficiency and reduction of waste and emissions. Between 2013 and 2016, Aptar reused internally more than 8,000 tonnes of waste (as plastics, pallets and boxes) and recycled more than 3,500 tonnes of waste thanks to the Landfill Free certification commitment. Just 2% of the total waste produced in their plants is landfilled, whilst 98% is recovered (recycled or reused). By means of the LCAs conducted since 2010, Aptar Italia has identified the principal sources of environmental impacts throughout the whole life cycle of their products. After these assessments, and thanks to the energy efficiency actions, in 2012-2013 the carbon footprint baseline improved by 13%. The Eco-mobility tool enabled Aptar Italia to sign specific intermodal transportation agreements with one of their major customers, saving more than 20% of CO₂ emissions. In 2015-2016 Aptar Italia started the investigation of alternative and sustainable materials in order to find new ways to reduce the Global Warming impact from the use of conventional raw materials, such as fossil-based plastics. In the light of this, a software (called Eco-design tool for materials) was also developed that can support the material choice during the development of new dispensing systems. The tool is based on the well-recognized ReCiPe impact assessment methodology. One of the principal strategic levers, on which the sustainability plan has been based, has been customers' awareness/perception of the value of the conservation of natural resources and the protection of the environment. This indicates that a structural change in market forces has now definitely started in some industries and that, provided it is designed and developed in the right way, a sustainability strategy may result in a major competitive lever.

6. References

- Albanese, M, 2017. Analisi e valutazione d'impatto ambientale dei prodotti dispenser GS e GSA nella fase di vita tramite metodologia LCA. Il caso Aptar Italia, Tesi di laurea magistrale in Economia Aziendale, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara (Relatore: Simboli A.).
- Del Grosso, M, 2010. Valutazione del ciclo di vita di un prodotto in ambito personal care: il caso studio dispenser in Emsar SpA, Tesi di laurea magistrale in Ecologia Industriale, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara (Relatore: Raggi A.).
- Del Grosso, M, Teixeira, R, 2016. LCA of Aerosols with different valves technologies, Sustainable Cosmetic Summit, Paris, France, 25 Oct. 2016
- Del Grosso, M, Teixeira, R, 2017. LCA of Aerosols with different valves technologies, Aerosol & Dispensing Forum, Paris, France, 18 Jan. 2017
- Finnveden G., Hauschild M.Z., Ekvall T., Guinée J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D., Suh S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment, Journal of Environmental Management 91 1–21

Goglia, M, 2016. Ottimizzazione logistica per la riduzione dell'impatto ambientale dei trasporti: Il caso Aptar Italia, Tesi di laurea magistrale in Ecologia Industriale, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara (Relatore: Simboli A.).

ISO, 2006a. UNI EN ISO 14040:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. Edition 2006

ISO, 2006b. UNI EN ISO 14044:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. Edition 2006

Thinkstep (2016) GaBi Professional 6.0 software, Thinkstep, Stuttgart, Deutschland

Tukker A, Jansen B, 2006. Environmental Impacts of Products A Detailed Review of Studies. Journal of Industrial Ecology 10 (3) 159-182

Wheelen, TL, Hunger, JD, 2012. Strategic Management and Business Policy. Toward Global Sustainability, thirteenth ed. Pearson Education, New Jersey.

White, P, 2009. Building a sustainability strategy into the business. Corp. Gov. Int. J. Bus. Soc. 9 (4), pp 386-394.

Yu, C-C, Chen, C-S, 2014. (online 2013). From the actual practice of corporate environmental strategy to the creation of a suggested framework of corporate

Valutazione del profilo ambientale di un sistema di trattamento di rifiuti con un approccio tipo Organisation Environmental Footprint

Bruno Notarnicola ^{1*}, Pietro A. Renzulli¹, Giuseppe Tassielli¹, Gabriella Fedele²

¹Dipartimento Jonico, Università degli Studi di Bari "Aldo Moro", via Lago Maggiore angolo via Ancona, 74121 Taranto, Italy.

²CISA S.p.A., Contrada Forcellara S. Sergio, 74016 Massafra (TA), Italy.

Email*: bruno.notarnicola@uniba.it

Abstract

Lo scopo del presente lavoro è di applicare la metodologia della Life Cycle Assessment, con un approccio tipo Organisation Environmental Footprint, per valutare il profilo ambientale di un'azienda che opera nel settore della gestione dei rifiuti nella provincia di Taranto. I sistemi di gestione di rifiuti oggetto di studio sono tre e trattano rifiuti solidi urbani e speciali non pericolosi con destinazioni differenti. Lo studio ha evidenziato un profilo ambientale più impattante per il sito che tratta rifiuti solidi urbani e smaltisce gli scarti della loro lavorazione in una discarica di rifiuti non pericolosi nonostante il credito ambientale derivante dal recupero del biogas prodotto dalla discarica e il suo uso per la produzione di energia elettrica. Punti critici dell'impronta ambientale dell'organizzazione sono il biogas da discarica e il trasporto da parte di terzi dei rifiuti prodotti dalle attività agli impianti di trattamento terzi.

1. Introduzione

Con la Raccomandazione 2013/179/UE, la Commissione Europea in collaborazione con il Joint Research Centre di Ispra ha dato avvio alla sperimentazione di due metodologie comuni per misurare l'impronta ambientale di prodotti (in inglese Product Environmental Footprint PEF) e organizzazioni (in inglese Organisation Environmental Footprint OEF) nella prospettiva del ciclo di vita. La finalità è di definire una metodologia comune e armonizzata per gli studi sull'impronta ambientale che comprenda una serie più ampia di criteri di prestazione ambientale pertinenti basandosi sul concetto di ciclo di vita (EC, 2013). L'impronta ambientale delle organizzazioni, nello specifico, misura le prestazioni ambientali di organizzazioni che forniscono prodotti o servizi, come ad esempio quelle che trattano e smaltiscono rifiuti, basandosi sul concetto del ciclo di vita che comprende le fasi consecutive e interconnesse di un sistema produttivo.

Lo scopo del presente studio è quello di applicare la metodologia di analisi del ciclo di vita (LCA, ISO, 2006 a-b), con un approccio tipo OEF, per valutare il profilo ambientale dei sistemi di trattamento di rifiuti di una azienda (CISA SpA, 2017) che opera nel settore della gestione dei rifiuti nella provincia di Taranto.

2. Definizione dell'obiettivo, campo di applicazione e ipotesi di base

Questo studio nasce dall'esigenza del gestore di tre sistemi di trattamento di rifiuti di diversa natura e con destinazioni differenti, di evidenziare le fasi critiche del sistema complessivo al fine di proporre interventi di riduzione degli impatti ambientali associati all'intero ciclo produttivo. L'anno di riferimento per lo studio è il 2015 durante il quale oltre 540.000 tonnellate di rifiuti sono state gestite nei diversi impianti. Il primo di questi, localizzato in contrada Console nel comune di Massafra, riceve rifiuti solidi urbani (227.000 tonnellate di RSU nel periodo di riferimento). In questo impianto a valle del ciclo di trattamento dei rifiuti solidi urbani è presente una annessa discarica, in cui sono conferiti gli scarti della lavorazione degli RSU; dalla discarica si estrae biogas per la produzione di energia elettrica. Nel secondo impianto, sito in contrada San Sergio, sempre nel comune di Massafra, nello stesso periodo, sono state trattate 96.000 tonnellate di rifiuti speciali non pericolosi per la produzione di Combustibile Solido Secondario (CSS). Nel terzo impianto ubicato in contrada Gravinola, nel Comune di Statte, è presente invece una discarica per rifiuti speciali non pericolosi in cui sono stati smaltiti nel 2015 circa 219.000 tonnellate di rifiuti.

Poiché la funzione del sistema oggetto dello studio è il trattamento e/o smaltimento di rifiuti, l'unità funzionale è definita come il trattamento di una tonnellata di rifiuto in ingresso al singolo impianto. Lo studio di LCA considera gli impatti ambientali a partire dal trasporto da terzi del rifiuto dal luogo di produzione fino all'impianto di trattamento, per poi focalizzarsi sul processo di conferimento in discarica e sulle attività di trattamento effettuate in loco o da terzi dei rifiuti prodotti dal sito. Nel caso delle discariche di contrada Console e contrada Gravinola sono anche considerate le operazioni necessarie per la loro post-gestione.

Per quanto concerne l'allocazione, in uscita dai sistemi possono esserci dei coprodotti, come il biogas inviato al recupero energetico oppure il CSS, per i quali è necessario ricorrere alla ripartizione dei carichi ambientali rispetto al servizio svolto dal sistema. La valutazione dei risultati della LCA in questo studio tiene conto di due approcci riguardanti l'allocazione. Il primo consiste nell'allocare tutti gli impatti al servizio di trattamento dei rifiuti, mentre il secondo prevede di espandere i confini del sistema al fine di tener conto delle co-produzioni e dei relativi crediti/debiti ambientali. Nell'analisi non si tiene conto degli impatti ambientali derivanti dal trattamento dei rifiuti in uscita dal sistema da riutilizzare in altri ambiti (es. metallo, batterie esauste ecc.), mentre si considereranno i trasporti di tali rifiuti dall'impianto al sito di trattamento e recupero.

I dati primari sono stati forniti direttamente dal committente dello studio, mentre i dati secondari provengono da database commerciali di LCA (es. Ecoinvent). Non sono presi in considerazione i dati d'inventario che rappresentano meno dell'1% del corrispondente valore complessivo di un input/output del sistema analizzato. La metodologia di valutazione degli impatti ambientali adottata è quella prevista nelle linee guida dell'International Reference Life Cycle Data

System (JRC, 2010) - ILCD 2011 Midpoint+, della quale si considerano le principali categorie di impatto ambientale. Per modellare l'inventario del consumo di energia elettrica del sistema di trattamento dei rifiuti, si fa riferimento al mix elettrico italiano del 2008, mentre per quanto riguarda l'inventario dei trasporti si deve distinguere tra le movimentazioni interne e da terzi dei rifiuti. Per le movimentazioni interne all'impianto, si utilizzano i dati forniti dal committente, mentre per i dati sul trasporto da terzi si considerano i dati secondari dei database commerciali LCA, utilizzati inoltre per l'inventario delle relative emissioni.

Lo studio è impostato come una short-term LCA così come raccomandato nelle Product Category Rules della EPD® per i sistemi di gestione dei rifiuti (EPD, 2008), e pertanto considera solo gli effetti degli impianti sull'ambiente durante il loro funzionamento e fino alla fine della post gestione (30 anni dopo la chiusura della discarica).

Particolare attenzione merita il processo di formazione di biogas dal corpo discarica, che porta alla necessità di redigere il bilancio del carbonio in entrata e in uscita dal sistema. Per una più precisa quantificazione del carbonio in entrata ed una corretta stima del quantitativo di biogas emesso nel lungo periodo, si utilizzano i dati sulla composizione chimica dei principali rifiuti in ingresso all'impianto attraverso i quali è possibile stimare i quantitativi di carbonio biogenico (EPA, 2010) e le relative emissioni. In questo studio di LCA si considera una quota media di biogas captato del 50%.

3. L'inventario e la valutazione degli impatti del sistema

Nella fase d'inventario sono stati raccolti tutti i dati di input e output di ciascun processo considerato all'interno dei confini del sistema. Nella fase successiva sono stati calcolati gli impatti ambientali, riferibili all'intero ciclo di vita dei sistemi di trattamento di rifiuti analizzati. Per motivi di brevità nei seguenti paragrafi s'illustrano soltanto i risultati della valutazione degli impatti.

La tabella 3.1 mostra i valori degli indicatori d'impatto totale e il contributo relativo dei tre siti, riferiti al trattamento di una tonnellata di rifiuto in ingresso da trattare.

Tabella 3.1: Indicatori d'impatto totale e contributo relativo dei tre siti (dati riferiti al trattamento di una tonnellata di rifiuto in ingresso da trattare).

Impact category	Unit	Total	LCA CISA - Contrada Console	LCA CISA - Gravinola	LCA Cisa - San Sergio
Cumulative energy demand	MJ eq	816,814	520,771	176,314	119,728
Climate change	kg CO2 eq	465,720	338,458	120,223	7,0380
Acidification	molc H+ eq	0,358574	0,247336	0,085241	0,025996
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	6,41E-06	4,79E-06	1,08E-06	5,42E-07
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	0,647792	0,48010	0,13766	0,03001
Human toxicity, non-cancer effects	CTUh	4,03E-06	2,28E-06	1,18E-06	5,77E-07
Human toxicity, cancer effects	CTUh	5,71E-07	2,95E-07	1,89E-07	8,67E-08
Freshwater ecotoxicity	CTUe	98,780473	36,050199	41,806521	20,923753
Freshwater eutrophication	kg P eq	0,001390025	0,000708575	0,000464218	0,000217232

La figura 3.1 mostra l'ecoindicatore complessivo riferito all'unità funzionale (1 tonnellata di rifiuto da trattare in ciascun impianto) per ciascun dei tre siti, con e senza i crediti ambientali che si generano attraverso la produzione di CSS e la produzione di energia elettrica tramite l'uso del biogas. Nel caso di contrada Gravinola non è previsto il recupero energetico e pertanto non vi è nessun credito ambientale. Il grafico mostra come il trattamento di 1 tonnellata di rifiuti solidi urbani è sempre più impattante rispetto agli altri due casi (contrade S. Sergio e Gravinola) sebbene se ne riduca l'impatto complessivo nel caso del credito dovuto alla produzione di energia elettrica. Il profilo ambientale di San Sergio, invece peggiora quando il sistema è espanso per tenere conto del credito dovuto alla produzione di un combustibile alternativo per la generazione di energia elettrica. Questo perché per produrre CSS, una considerevole quota di rifiuto è conferita in discarica con tutti i rispettivi impatti ambientali.

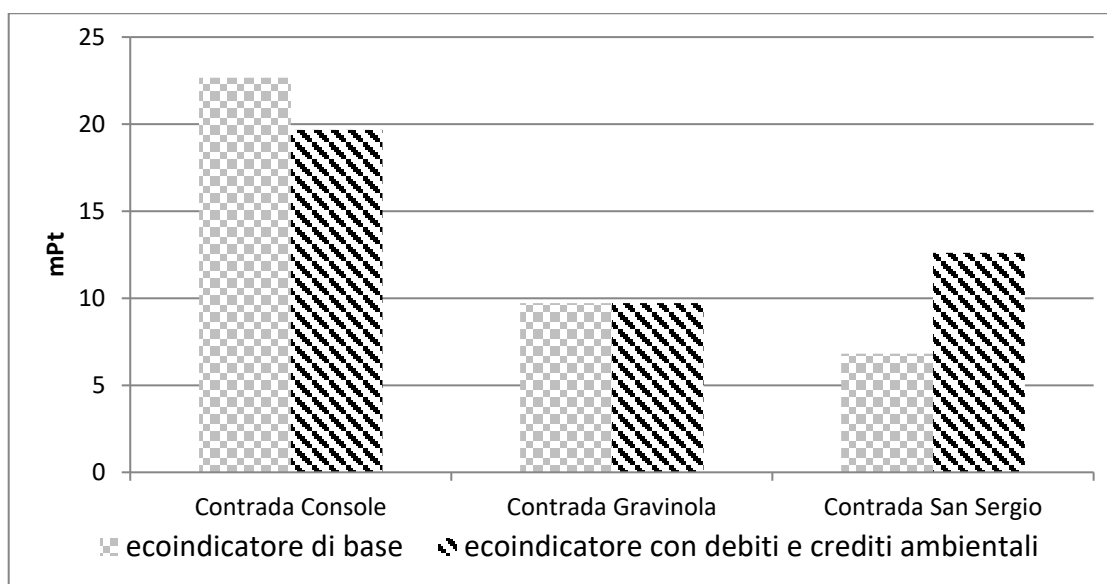


Figura 3.1: Ecoindicatore riferito all'unità funzionale per ciascun dei tre siti, con e senza i crediti ambientali che si generano attraverso la produzione di CSS e la produzione di energia elettrica tramite l'uso del biogas.

Moltiplicando i risultati illustrati nella figura 3.1, riferiti alla singola tonnellata di rifiuto trattato, per il totale delle tonnellate conferite nel 2015 (541.977 tonnellate), si ottiene il profilo ambientale cumulativo dell'organizzazione. La figura 3.2 suddivide l'OEF dell'impresa nei contributi percentuali dei tre impianti per ciascuna categoria di impatto.

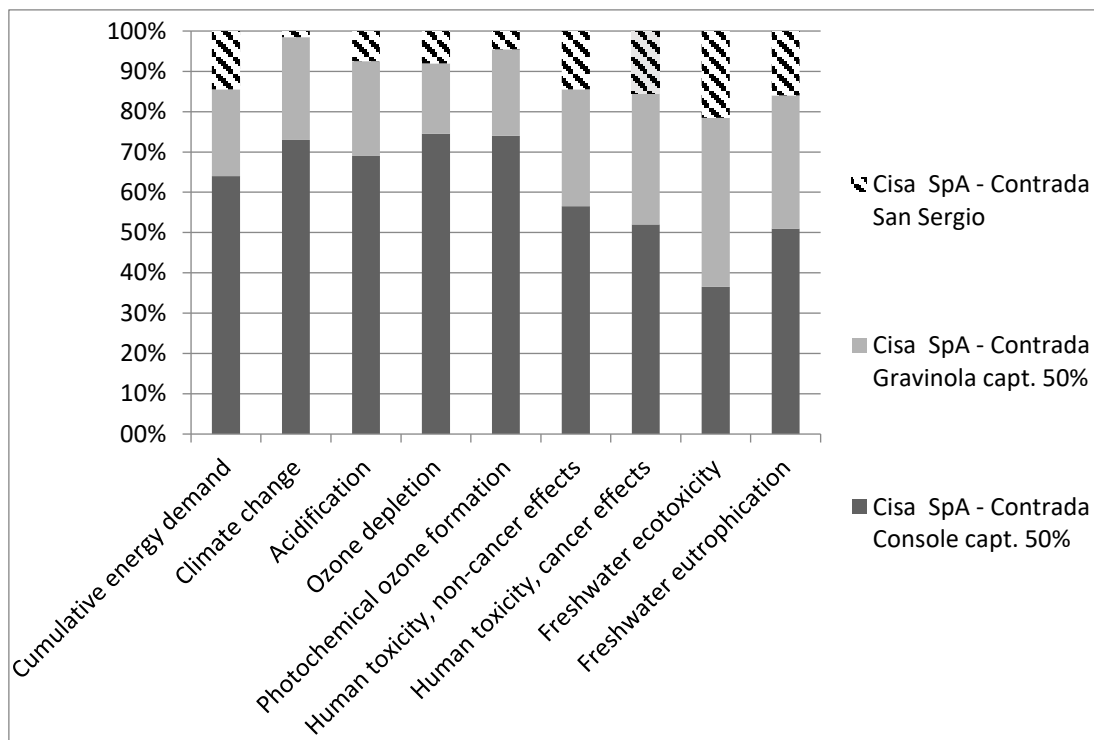


Figura 3.2: OEF dell'organizzazione suddivisa in termini di contributi dei tre siti alla caratterizzazione.

Dalla figura 3.2 si evince distintamente il maggior contributo all'impatto dell'organizzazione generato dal sito di contrada Console. Questo è dovuto sia al maggior impatto per tonnellata di rifiuto trattato, sia al maggior quantitativo di rifiuti trattati in tale sito nel periodo di riferimento (227.000 tonnellate). L'assenza della discarica ed un minor quantitativo di rifiuti trattati all'anno (90.000 tonnellate), fanno sì che il sito di contrada S. Sergio contribuisca in maniera minore alle categorie d'impatto rispetto agli altri due siti.

Il profilo ambientale cumulativo normalizzato dell'organizzazione è illustrato in figura 3.3 dalla quale si evince che le categorie d'impatto più rilevanti sono il cambiamento climatico, la formazione di smog fotochimico, la domanda di energia cumulativa e gli effetti cancerogeni sulla salute umana.

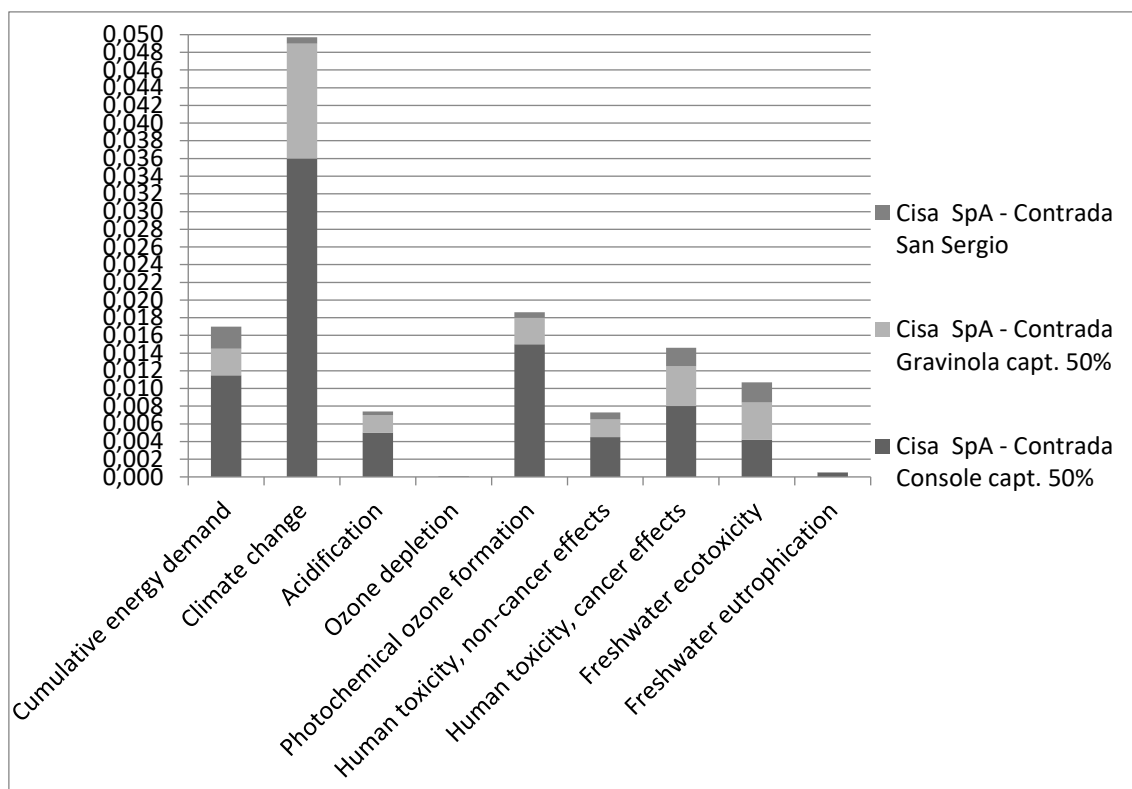


Figura 3.3: OEF del profilo ambientale cumulativo dell'organizzazione normalizzato.

Raggruppando i valori degli indicatori per macro-processo (figura 3.4) si evince che i processi principali che contribuiscono maggiormente all'impronta ambientale dell'organizzazione sono la discarica e il trasporto da terzi relativi all'impianto di contrada Console (dovuti ai maggiori volumi di rifiuti smaltiti in discarica e alla loro composizione che provoca l'emissione di un quantitativo maggiore di biogas) seguiti dalla discarica e dal trasporto da terzi di contrada Gravinola.

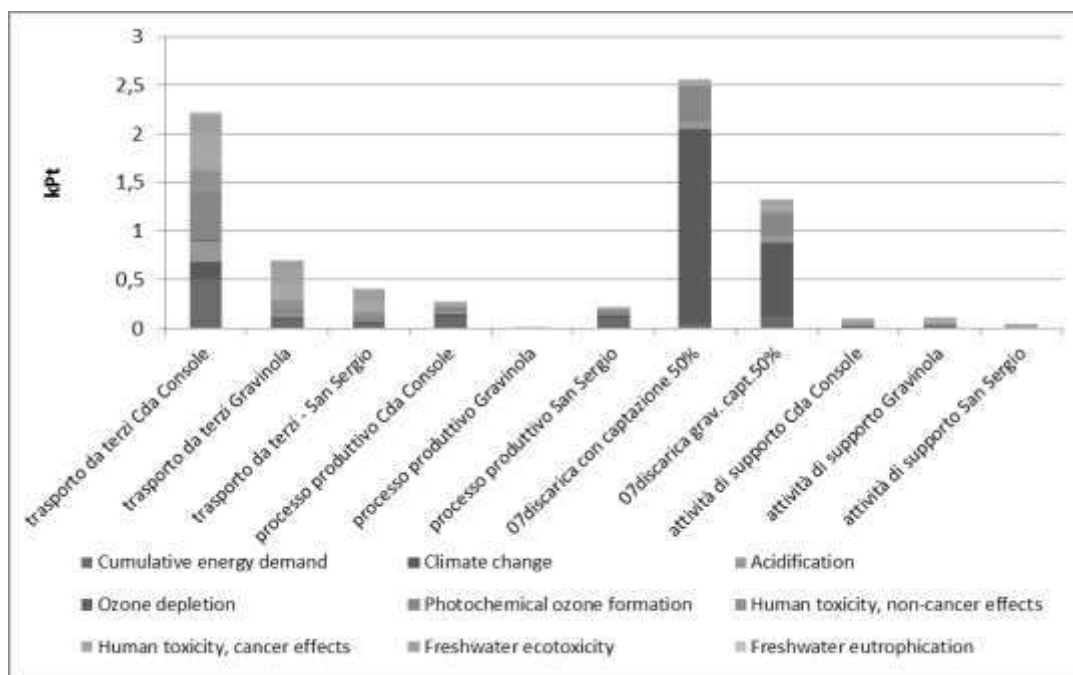


Figura 3.4: valori degli indicatori normalizzati per macro-processo di ciascun impianto.

4. L' Analisi di sensibilità

I risultati complessivi sono risultati molto stabili rispetto alla variazione dei seguenti parametri:

- modifica della quantità di percolato raccolto durante la post-gestione (raddoppiato rispetto al caso di studio)
- modifica del tasso di abbattimento degli inquinanti nel trattamento del percolato (tasso ridotto dal 98% al 90%)
- modifica del tipo di mezzo impiegato nel trasporto dei rifiuti in ingresso (20% del trasporto con autocarro da oltre 32t, anziché 100% con autocompattatore nel caso di contrada Console; 20% trasporto con autocarro da 3.5-7.5t anziché 100% con autocarro da oltre 32t).

Diversa appare la situazione nel caso dell'analisi di sensibilità riferita alla modifica delle quote di captazione del biogas dalla discarica.

In tal caso l'incremento del recupero di biogas (dal 50% al 75% del totale emesso dalla discarica) incide significativamente sui risultati dello studio, evidenziando un netto miglioramento del profilo ambientale del sistema.

5. Conclusioni

L'applicazione della LCA per ottenere una OEF dell'organizzazione oggetto di studio ha messo in evidenza il maggior contributo in termini di impatto ambientale del sito di trattamento di RSU. Questo non è solo dovuto al maggior quantitativo di rifiuto gestito in tale sito, ma anche alla composizione del rifiuto

prodotto dal trattamento degli RSU e conferito in discarica che provoca l'emissione di una quantità superiore di biogas. Inoltre, i trasporti del rifiuto sino al sito, da parte di terzi con autocompattatori, contribuiscono notevolmente agli impatti ambientali.

L'espansione del sistema analizzato per tenere conto di eventuali crediti ambientali dovuti al recupero energetico, mette in evidenza che la produzione di CSS produce un impatto ambientale maggiore del credito ottenuto per la produzione del combustibile alternativo. Questo è dovuto al fatto che nel processo produttivo del CSS una cospicua parte del rifiuto trattato finisce in discarica con tutti gli associati impatti ambientali. L'uso del biogas per la produzione di energia elettrica invece genera un credito ambientale. Ciò nonostante il sito di contrada San Sergio (dove si produce CSS) è meno impattante (prendendo in considerazione l'unità funzionale di una tonnellata di rifiuto da trattare) rispetto al sito di contrada Console che gestisce RSU.

Per migliorare l'impronta ambientale dell'organizzazione, possibili soluzioni riguardano principalmente costanti ulteriori specifiche campagne integrative di monitoraggio delle emissioni dalle discariche. La metodologia proposta è quella della termografia ad infrarosso che permette un rapido e frequente screening della situazione, da integrare successivamente con apposite misurazioni sul sito. Si rende necessario seguire poi tutta la filiera di attività e di cause che portano alla formazione di biogas, per ridurne le portate. In tal caso si propone di valutare attentamente la fattibilità dell'introduzione di nuove tecnologie nel processo di biostabilizzazione, strada peraltro già intrapresa dall'azienda attraverso la sperimentazione dell'utilizzo diretto di ossigeno in tale processo.

6. Bibliografia

CISA SpA, 2107. CISA S.p.A., Contrada Forcellara S. Sergio, 74016 Massafra (TA), www.cisaonline.it

EC, 2013. European Commission. Communication from the Commission to the European Parliament and the Council. Building a single market for green products: facilitating better methods to measure, benchmark and communicate the environmental performance of products and organisations.

EPA, 2010. Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal, Wastewater Treatment, Ethanol Fermentation. Draft Report. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, DC 20460.

EPD, 2008. Environmental Product Declaration product group classification: UN CPC 942, 943 - Solid waste disposal services. Product category rules according to ISO 14025. Available at <http://environdec.com/en/PCR/Detail/?Pcr=5810>

ISO, 2006 (a). UNI EN ISO 14040:2006. "Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento".

ISO, 2006 (b). UNI EN ISO 14044:2006. "Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Requisiti e linee guida".

JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union. First edition March 2010.

Product Environmental Footprint and the wine sector: a recent case study

Davide Tonon^{1*}, Alessandra Zamagni¹, Gioia Garavini¹, Luca Chiusano², Paolo Masoni³

¹Ecoinnovazione spin-off ENEA

²Mondo del vino SpA

³ENEA

Email*: d.tonon@ecoinnovazione.it

Abstract

In the context of the Product Environmental Footprint (PEF) methodology experimentation, the environmental performances of three wines produced by the Italian company Mondo del vino SpA have been analysed. The many important benefits of PEF with respect to alternatives deserve the need to address some methodological and practical difficulties that currently still exist: the lack of representative datasets on key processes, the lack of Life Cycle Inventory (LCI) datasets at the correct point of substitution for modelling the end of life, and the non-complete coverage of the product rules with respect to the processes included in the life cycle phases. This paper discusses how to deal with the main methodological and practical issues of a PEF study in the present transition, which will be concluded at December 2017 with the publication, of the final and approved version of the Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR), the availability of free PEF compliant datasets for all the background processes and the availability of the models of the representative products.

1. Introduction

The Product Environmental Footprint (PEF) is the methodology recommended by the European Commission (European Commission, 2013) for the quantification and the communication of the potential environmental impacts of products along their whole life cycle.

In 2013 a three-year testing period started, aimed at developing product specific rules, namely PEFCRs (Product Environmental Footprint Category Rules) to support the applicability of the PEF to specific product groups, towards an increased comparability of the studies and of the results. The PEFCRs are rules that provide further specification at the level of a defined product category, assisting practitioners in the choice of where to allocate most of the resources in both the data collection and the modelling phase. Overall, they aim at providing specific guidance for calculating and reporting products' life cycle environmental impacts, focusing on the most important parameters.

Wine is one of the analysed product groups. Many (too many, perhaps) national and international initiatives have been developed aiming at analyzing and communicating the environmental performances of wine. However, with respect to the current initiatives, most of them from private subjects, the PEF stands out as the most robust and scientific-based approach. For this reason, enterprises that want to analyse and communicate the environmental performance of their wine, with a sound and harmonised European method, adopted PEF.

Currently the PEF is in a transition phase: the PEFCRs of the investigated product groups in the pilots have been drafted and consulted with the public and stakeholders; benchmarks, i.e. the average environmental performance of the representative products sold in the EU market, have been defined and their environmental profile quantified. However, both the PEFCRs and the benchmark will be subject to a revision to consider the most recent advancements in methodology and data, while their finalization is expected by the end of 2017.

In this context, “Mondo del Vino” (MdV), a holding company that merges together other facilities and winery in Italy and that produces Italian wines sold in different markets, especially international, decided to carry out an ambitious project, namely View, i.e. Vineyards – Industrial – Ecology and Wine, aimed at embracing an Industrial Ecology (IE) approach to foster a new sustainable way to production. In this framework, the life cycle is the approach adopted to measure environmental performance; specifically, MdV adopted the PEF as internal management and strategic approach for measuring and communicating the environmental performance of three wine types: Catarratto Viognier and Pinot Grigio, white, and Syrah, red. This study, carried out with the technical support of Ecoinnovazione srl, spin-off ENEA, currently has to deal with the difficulties related to the PEF transition phase in which wine PEFCR are not finalized yet, with many methodological and practical aspects not completely solved.

This paper does not want to describe the PEF study in detail, but it aims at discussing how to deal with the main methodological and practical issues of a PEF study in the present transition phase.

2. Material and Methods

The PEF study was carried out in accordance with the following guidance documents:

- the Product Environmental Footprint Guidance version 6.1 (currently under open consultation) (European Commission, 2017).
- the PEFCR on wine, version 04 (Technical Secretariat of the PEF pilot on wine, 2016);
- Scientific literature on Life Cycle Assessment studies on wine (Bosco, S. et al., 2011; Fusi, A. et al., 2013; Notarnicola, B. et al., 2003).

The study was carried out in the GaBi software (Thinkstep, 2017) and the reference year of the study is 2015.

3. Methodological and practical issues of PEF applied to wine

The main issues encountered in the study, across all the PEF phases, are the following:

- definition of the functional unit;

- modelling of agricultural phase;
- modelling of end of life and multifunctionality in recycling;
- data gaps and life cycle inventory (LCI) datasets;
- selection of the most relevant impact categories for communication;
- to Identify a good way of communication between LCA technicians and other insiders in the project.

3.1. Definition of functional unit

Regarding the definition of the functional unit, it is necessary to underline the peculiarity of the agro-food sector and, even more, of the wine sector. For its nature, wine has a very complex set of variables, such as the cultivar, the process, the origin area of the grapes, the type of product (simple wine ready to drink vs valuable red to be aged), the consumer target and the appropriate consumption time, etc. For example, it is very difficult to standardize the lifetime of the wine, because this depends on the type, consumption habits, and so on. For all these reasons, for the wine sector is particularly difficult to meet the requirements of the PEFCR about the functional unit.

Given this consideration, in this study the functional unit, which according to the PEFCR is 0.75 l of packaged wine, has to be defined taking into account: a moderate consumption of alcoholic beverage (*what*), a recommended serving temperature (*how well*) and the quantity needed for one bottle (*how much*). As far as the *how long* is concerned, this is currently not addressed, despite its relevance especially when handling different packaging types, and the *how well* does not capture the essence when comparing different packaging systems. In fact, their performance in a long-term shelf life can strongly differ, being influenced by many external factors such as their capacity of isolating the product from the outside oxygen, which has a negative effect on the wine taste. Hence, it was decided to consider a time-frame of 1 year where the performances of three packaging considered, being them glass bottle, PET bottle and bag-in-box, are considered equal regarding the quality preservation of the product.

3.2. Agricultural phase

The agricultural phase is not run by MdV itself, but by Cantine Ermes in Sicily, which is a partner of Barone Montalto, member of the MdV group. According to this, the process of grape production is a Situation 2 (which PEF indicate as a process not run by the company but with access to specific information), for which LCI datasets can be used. Two main issues arose when dealing with the modelling of the agricultural phase: the representativeness of the LCI dataset and the possibility to use the recommended datasets in the LCA software.

Regarding the representativeness, the suggested LCI datasets are from the French database Agribalyse, which however are not tailored to the specific situation at hand, according to the MdV oenologists. Overall, these datasets overestimate the inputs of pesticides, fertilizers and materials, especially for the pre-production phase, i.e. soil preparation and cultivation, planting the vinestocks, planting of the metal stake, weed control, fertilisation, pest and pathogen control as well as the demolition of the vineyard. The metal stakes stand up as a relevant contribution in the LCI dataset, which is due to an overestimate of their use: 0,02 kg/Functional Unit (FU) in Agribalyse (considering a lifetime of 30 years) against 0,007 kg/FU for our specific case, according to the data provided by Ermes. This also explains why the metal stake in the PEFCR is considered the most relevant process of the agricultural phase. In addition, Ermes vineyards are characterized by the lack of irrigation, using only small quantities of pesticides during the life cycle, as it can be seen in Table 1. For these reasons, the processes of pre-production and grape growing were modelled by means of using LCI published in scientific literature (Bosco, S. et al., 2011; Fusi, A. et al., 2013; Notarnicola, B. et al., 2003), duly refined and adapted to the Sicilian reality, with the help of MdV oenologists. The only process taken from Agribalyse is the vine nursery, which has a negligible contribution to the overall life cycle. However, its use into the LCA model was not straightforward, due to the lack of interexchangeability of datasets between different LCI databases and LCA software. Thus, the dataset was rebuilt in GaBi in terms of impact category indicators even if it does not allow to perform a detailed contribution analysis for the agricultural phase.

Table 1: Inventory of three wine types analysed. Data refer to the FU of 0.75 l of packaged wine.

Phase	Input	Syrah	Catarratto Viognier	Pinot Grigio	Unit
Agricultural phase	Fertilizer	37	36.8	36.8	g
	Pesticide	4.8	6.57	5.66	g
	Yield	16	18	18	t/ha
	Diesel	8.04	7.17	7.17	g
	Lubrication oil	0.24	0.21	0.21	g
	Posts	7.43E-003	6.6E-003	6.6E-003	g

3.3. End of Life and recycling

The new version of the Circular Footprint Formula (CFF) has been applied, even if it is not officially published in the latest version of the PEF Guidance (European Commission, 2017) yet, to model the potential environmental impact of the production and EoL of products, according to the following formula:

$$\begin{aligned}
& (1 - R_1)E_V + R_1 \times \left(AE_{recycled} + (1 - A)E_V \times \frac{Q_{sin}}{Q_p} \right) + (1 - A)R_2 \times \left(E_{recyclingEol} - E_V^* \times \frac{Q_{sout}}{Q_p} \right) \\
& (1 - B)R_3 \times (E_{ER} - LHV \times X_{ER,heat} \times E_{SE,heat} - LHV \times X_{ER,elec} \times E_{SE,elec}) \\
& (1 - R_2 - R_3) \times E_D
\end{aligned}$$

The first contribution in blue accounts for materials, namely: impact of virgin material, impacts and benefits of recycled material, impact and benefits from recycled materials that will be recycled. The second contribution in red accounts for the energy, i.e. impact of energy recovery and benefits of energy recovery (heat and electricity). Finally, the contribution in green account for the impact of disposal. For details of the single parameters in the formula, please refer to PEF Guidance version 6.1 (European Commission, 2017). The main issues related to the application of the CCF are the following: lack of data on the key parameters, lack of datasets at the correct point of substitution for modelling the impact of recycling and of the recycled materials.

Currently, not all the parameters for the CFF applications are available for all the materials, namely: the quality of ongoing (Q_{sin}/Q_p) and outgoing (Q_{sout}/Q_p) recycled materials, the proportion of material that will be recycled (R_2). Thus, for the implementation of the modelling, when available, R_1 , R_2 , R_3 and A values were taken from the Annex C of the PEF Guidance, using material specific data. If not available, general data for the material category were used instead. Q_s values were extracted from the results of the screening study and from other applications in the beverage sector. Table 2 reports some examples of the values implemented in the formula.

Table 2: R_1 , R_2 , R_3 , A , Q_s input for Cardboard, Glass, PET, Aluminium and High-density PE used in the End of Life formula. The values of R_3 have been calculated considering Finland as reference market for the consumption.

Scenario	Cardboard	Glass	PET	Aluminium	HDPE
R1	0.47	0.8	0	0	0
R2	0.746	0.657	0.418	0.85	0
R3	0.1143	0	0.2619	0	0.45
A	0.2	0.2	0.5	0.2	0.5
Q_s/Q_p	0.85	1	0.9	1	0

Regarding the datasets to be used, these are not available for all the materials at the correct point of substitution. This occurred for example for the glass bottle, as a dataset on glass recycling is not available yet. Moreover, the dataset on production accounts for both primary and secondary materials, thus making it difficult to split its contribution to account for the recycled content

separately. Thus, the recycling process and the avoided production of virgin glass have been modelled using the same dataset of the glass bottle production, generating an overestimation of this production process. This aspect is key to the study, as the packaging, and in particular the glass, is a relevant contributor to the overall environmental footprint of wine.

3.4. Data gaps and LCI datasets

As far as data are concerned, two main aspects emerged from the PEF study:

- lack of activity data on some processes;
- lack of LCI datasets.

Activity data were missing for the road transport tank cleaning, i.e. the tank in which the wine is transported from the wine making facility to MdV, for its ageing and bottling. The PEFCR does not provide any information on this aspect and activity data were neither available nor retrievable from the company in charge of the transport. For this reason, the same assumptions done for modelling the tank cleaning in MdV were adopted, in relation to water consumption, treatment and chemicals. It is worth pointing out that the waste water treatment is a relevant contribution to the wine making phase and, as such, it is important to refine the assumption and to include default activity data in the PEFCR for its modelling.

Regarding the lack of (representative) LCI datasets, this is related in particular to the following products and processes: cork and synthetic stopper, detergents and starters for the fermentation. For the cork stopper, the data published by Demertzi et al. (2016) were used, but unfortunately it was not possible to rebuild the dataset, due to the poor documentation provided in the article. For this reason, the data published were elaborated directly in terms of impact category indicators.

3.5. Selection of the most relevant impact categories

The PEF study requires to carry out the assessment according to the 14 environmental impact categories of the ILCD (International Reference Life Cycle Data System) method (European Commission, 2010). Then, for communication purposes, only a limited subset can be selected, based on the relevance for the product at hand. For the wine, in the framework of the pilot, the following relevant impact categories have been defined: resource depletion – water, eutrophication, acidification, climate change (as the sum of fossil, biogenic and land use and transformation). However, despite the reduced number, there are still open issues related to:

- robustness of the impact categories;
- communication to consumers.

Regarding the robustness, not all the datasets are fully aligned to be assessed against the recommended impact categories, such as, for example, the water resource depletion. For some datasets, the water inventory does not follow the up to date modelling guidelines (including flow nomenclature): this results in unbalanced and incomplete inventory, which are then not fully characterized at impact assessment level. The same issue of robustness applies also to other impact categories, such as those related to toxicity, which however are not considered for communication purposes: in this case, the main issue is related to the lack of completeness of characterization factors, with respect to the considered environmental media, especially for pesticides.

Finally, despite the limited amount of categories selected, these are still difficult to be communicated to the consumers. Regarding this phase, and from a more general perspective, it is necessary to take into account the current knowledge gap between LCA practitioners and the personnel/managers of the company, who will receive these data for communication purposes (e.g. marketing or key account manager). For example, and perhaps for this reason, only few indicators are well recognized and known among consumers (e.g. carbon footprint), while most of those used in a PEF study are within the realm of LCA practitioners only. In this regard, the efforts to close this gap is one of the goal to be achieved in order to spread methodologies like the PEF among organisations.

A weighting system, agreed and shared by the scientific community, would be necessary. In this regard, the EC is working on proposing a set of weighting factors, which will be tested and applied in the PEF study on wine.

4. Discussion and conclusion

A PEF study on three wines produced and sold by MdV has been carried out, with the ultimate goal of supporting the organisation in identifying potential improvements options and in communicating its commitment to the environmental safeguard. The PEF has been selected as reference method, compared to other existing approaches into the market, because it has solid scientific basis and - by covering a broad range of environmental aspects – support a robust improvement process, avoiding any burden shifting and any risk of greenwashing. Moreover, the application of the PEF does not limit the communication opportunities of the organisation as – by considering all the aspects of the product along its whole life cycle – the communication can be tailored according to the reference market, by simply extracting the needed information. For example, one possible way to communicate in Italy will be soon available with the new voluntary labeling scheme Made Green in Italy (Ministero dell'ambiente, 2016) that requires the comparison with a benchmark of the environmental performance of the product assessed with PEF. The many

important benefits of PEF with respect to alternatives deserve the need to address some methodological and practical difficulties that currently still exist: the lack of representative datasets on key processes (e.g., grape growing), the lack of application-specific parameters for the CCF formula, the lack of LCI datasets at the correct point of substitution for modelling the end of life and the non complete coverage of the PEFCR with respect to the processes included in the life cycle phases.

All these difficulties will be solved at December 2017 with the publication of the final and approved version of the PEFCR, the availability of free PEF compliant datasets for all the background processes and the availability of the models of the representative products.

5. Acknowledgments

We are grateful to Pier Luigi Porta of ENEA, for its support on GaBi software.

6. References

Bosco, S, Di Bene, C, Galli, M, Remorini, D, Massai, R, Enrico Bonari Bosco S., et al., 2011, Greenhouse gas emissions in the agricultural phase of wine production in the Maremma rural district in Tuscany, Italy, - Italian Journal of Agronomy. (2011), volume 6:e15, 93-100

Dias, AC, Boschmonart-Rives, J, González-García, S, Demertzi, M, Gabarrell, X, Arroja, L, 2014. Analysis of raw cork production in Portugal and Catalonia using life cycle assessment. Int J Life Cycle Assess 19,1985–2000

Demertzi, M, Silva RP, Neto, B, Dias, ACa, Arroja, L, 2016. Cork stoppers supply chain: potential scenarios for environmental impact reduction J Cleaner Prod 112, 1985-1994

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

European Commission, 2013. Recommendations on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. 2013/179/EU

European Commission, 2017. Environmental Footprint Guidance document - Guidance for the development of the Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.1.

Fusi, A, Guidetti, R, Benedetto, R, 2013. Delving into the environmental aspect of Sardinian white wine: from partial to total life cycle assessment. Science of the Total Environment 472, 989-1000.

Ministero dell'Ambiente, 2016. Made Green in Italy – Online la consultazione pubblica. Available at: <http://www.minambiente.it/pagina/made-green-italy-online-la-consultazione-pubblica> (Last check: 4th May 2017).

Notarnicola, B, Salomone, R, Petti, L, Renzulli, PA, Roma, R, Cerutti, AK, (Eds.), 2015. Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector. Case Studies, Methodological Issues and Best Practices. Springer (Ed), ISBN 978-3-319-11940-3

Notarnicola, B, Tassielli, G, Nicoletti, GM, 2003. Life cycle assessment (LCA) of wine production. Env friendly food processing 17, 306-320.

Pré Consultants B.V., 2017. SimaPro. Enabling fact-based sustainability. Available at: <https://simapro.com/> (Last check: 4th May 2017).

Technical Secretariat of the PEF pilot on Wine, 2016, Product Environmental Footprint Category Rules Wine (Pilot Phase) – PEFCR Pilot on Wine, draft version 04.

Thinkstep, 2017. Thinkstep GaBi. Available at: <http://www.gabi-software.com/international/index/> (last check: 4th May, 2017).

POSTER

Life Cycle datasets of the Italian stone production chain

Isabella Bianco*, Gian Andrea Blengini

DIATI, Department of Environmental, Land and Infrastructure Engineering,
Politecnico di Torino - Corso Duca degli Abruzzi 24, 10129, Italy

Email*: isabella.bianco@polito.it

Abstract

The ornamental stone production chain deeply changed in the '70s and in the following decades, when the mechanization of processes increased the production and the safety of workers. Nevertheless, the new techniques are also responsible of not negligible environmental impacts. This paper is focused on the currently most diffused techniques of extraction, cutting and polishing of the Italian stone sector (gneiss and marble). The study follows a Life Cycle Thinking approach and aims to make available detailed Life Cycle datasets on specific techniques of stone production. To this aim, primary data were collected in Italian quarries and transformation plants. The realization of the dataset related to the bridge cutting technique is presented. Some results on environmental impacts associated to this particular stone cutting technology show the most relevant flows in relation to different impact categories.

1. Introduction

Ornamental stones, such as marble and granite, are construction materials with a long tradition and play a big role in the economy of countries that have availability of this resource (such as Italy, Spain, Brazil, etc.). The extraction techniques deeply changed in the XX century, when the mechanization of many processes increased both the production and the safety of workers. Nevertheless, these technical developments also led to some environmental and social problems, which are nowadays quite debated. This paper aims to focus, in particular, on the environmental aspects related to this sector.

Since stone is a non-renewable material formed in the geological past, its use should be careful and responsible. Some properties of stone material can be exploited in this sense: its lifetime is usually longer than other construction materials (Prikryl, 2015) and also after it can be reused in the same structure, recovered for the use in other buildings, or crushed to produce aggregates (Savazzini dos Reis et al., 2011; Shirazi, 2011). As far as concerns its value chain, since natural stone does not need to be produced, a part of impacts is avoided. Nevertheless, impacts related to the cut of benches, to the transformation into slabs/tiles and to the management of the relative waste have to be considered. Other issues of concern are mostly related to the areas located near the extraction site, such as the risk of turbid aquifer in case of processes using water (Doveri, 2008) or the concentration of atmospheric particulate matter in case of dry processes or lorry transportation of blocks passing near built-up areas (Cuccia, 2011). As far as concerns the society, ornamental stones are an important resource for the economy of the local community. Anyway, an important drawback is that quarrymen are exposed to

some working risks mostly due to the high weight of the benches they cut and transport. Moreover, people of the local communities generally show concern about the transformation of the mountains, the problem of abandoned wastes and of the particulate matter in the air.

To sum up, the production chain of ornamental stones is a complex system, where variables of different nature interact. In order to enhance the stone sector, studies that involve the environmental, economical and social dimensions of sustainability should be considered. A way for evaluating the sustainability is the Life Cycle Assessment (LCA), a scientific tool that allow to calculate the potential impacts of a product/process, and which is standardized by UNI 14040-44 regulations (ISO, 2006) and by the ILCD guidelines (European Commission, 2010). In the field of ornamental stones, some LCA have already been performed in the major stone production countries (Traverso et al., 2010; Gazi et al., 2012; Catarino, 2016; Natural Stone Council, 2008). Nevertheless, the main obstacle is that currently, in LC databases (such as Ecoinvent, Thinkstep, ELCD), there is no availability of stone production LC datasets. For this reason, assessments performed with secondary data are often incomplete or inaccurate due to the high number of assumptions and approximations. In Brazil, the CETEM research center (Centro de Tecnologia Mineraria) already published datasets related to the Brazilian stone production chain (Castoldi et al., 2012). Nowadays CETEM is updating the datasets with the new technologies commonly employed in Brazilian stone quarries and transformation plants.

The main aim of the work presented in this paper is to create and make available specific datasets related to the stone production chain, with reference to the Italian production.

2. Objectives

Different objectives led to focus the study on the Life Cycle Inventory (LCI) of the Italian ornamental stone production chain (gneiss and marble). First of all, this study aims to establish a reference point of the current environmental sustainability performances of the Italian stone sector. The LC datasets will be available as open source data in order to allow the scientific community and the stone enterprises to develop detailed LCA of specific stone productions. In this way it will be possible to identify which processes majorly contribute to the environmental impacts and, consequently, how the sector could be improved. Another important goal of the study is to allow stone enterprises to perform environmental declarations in order to face the competition with other construction materials and with other countries. Finally the study could be used to give to consumers scientific information about the environmental performance of this natural material.

3. Methodology

This study is focused on the production techniques which are currently most diffused in the Italian stone sector. The investigations were carried out for the

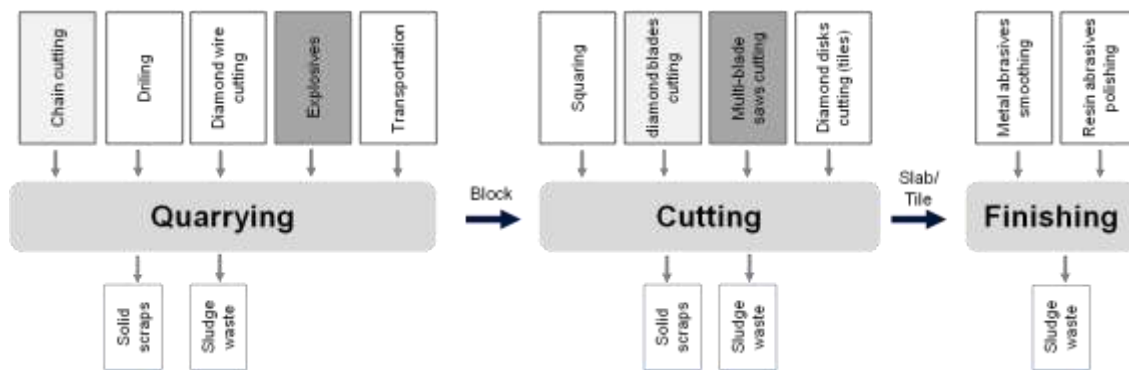


Figure 1. Scheme summarizing the techniques that were investigated on-site. Light grey boxes are related just to marble production chain; dark grey boxes to gneiss production; white boxes to both marble and gneiss productions.

phases of extraction, cutting and polishing. The technological representativeness and the precision of data were achieved through the collection of a high quantity of primary data: quantitative data of energy and resources were directly collected into quarries, transformation plants and enterprises producing cutting tools. When data were not available or covered by industrial secret, secondary data from technical sheets, literature or LC databases were also used. All the relevant flows in the production chain were analyzed in order to create the LC datasets. Fig. 1 summarizes the processes that were investigated. In this study the temporal representativeness is from years 2013 to 2016, while the geographical representativeness is:

- The Carrara basin, for the marble production.
- The basins of Verbano Cusio Ossola (VCO) province, for the gneiss production.

Datasets with average values of each process were then created with Gabi 6 software. Nevertheless, the input quantities of the processes are regulated through parameters which allow the adaptation of the model to specific productions. Through the parameters, the quantities of materials and energy can be directly modified in the model to calculate the specific LCA of specific enterprises. On the base of the datasets created, a complete Life Cycle Assessment was carried out. The system boundaries of the LCA are from-cradle-to-gate (from the extraction to the finished product), and the functional unit is 1 m² of polished slab/tile.

4. Results

This section shows how datasets were created through the case of the bridge cutting technique (Fig. 2). This latter is a technique commonly used in transformation plants for cutting slabs into tiles. A bridge structure supports and gives a rotation movement to a steel disk with sinterized diamond sectors fixed

on its perimeter (Fig. 3). The abrasive action of diamond sectors is responsible of the cutting.

Quantitative data concerning resources and energy related to this technique were collected in the Italian transformation plants of both Carrara and Verbano Cusio Ossola province. In this paper it is showed the process with the average values for the gneiss cutting, collected in VCO transformation plants and firms. The production of a tile with the bridge cutting technique requires some input resources: the stone slab, the cutting frame, electricity, diamond disks and water. In order to calculate the impact given by the only process of cutting (and not of the cumulative impact till that moment), the impacts related to the extraction of stone blocks are left out of the system boundaries of this process. According to the primary data collected on-site, a sintered diamond disk with diameter $d = 600$ mm averagely cuts 200 m^2 of gneiss. After this period diamond sectors are removed, while the steel composing the disk can be regenerated, usually between 5 and 10 times for the gneiss cutting. Then the steel loses the optimal tension and it is usually sent to recycle. From these data it was possible to calculate the resources necessary for cutting 1 m^2 of tiles with dimensions $(20 \text{ cm} \times 20 \text{ cm} \times 3 \text{ cm})$. Since databases do not contain the diamond disk dataset, data about its production were collected through on-site investigation and literature. Secondary data were used for the electricity employed during the bridge cutting process. Water has no impacts since it is continuously recycled in a close loop, while the impact related to the frame production is not accounted because it is irrelevant considering the long lifetime of this machine (Fig.4a).

As shown in Fig. 4b the production chain of a diamond disk was modeled. The inputs are: the electricity necessary for welding diamond sectors on the disk and for the rectification; the diamond sectors; the stainless steel of the disk. Since the steel of the disk is recycled at its End of Life, the environmental credit of the recycling is accounted. Fig. 4c shows the process of diamond sectors production; according to the data provided by a VCO enterprise producing cutting tools, the production is composed by the following phases:

1. Mixing of metal and diamond powders

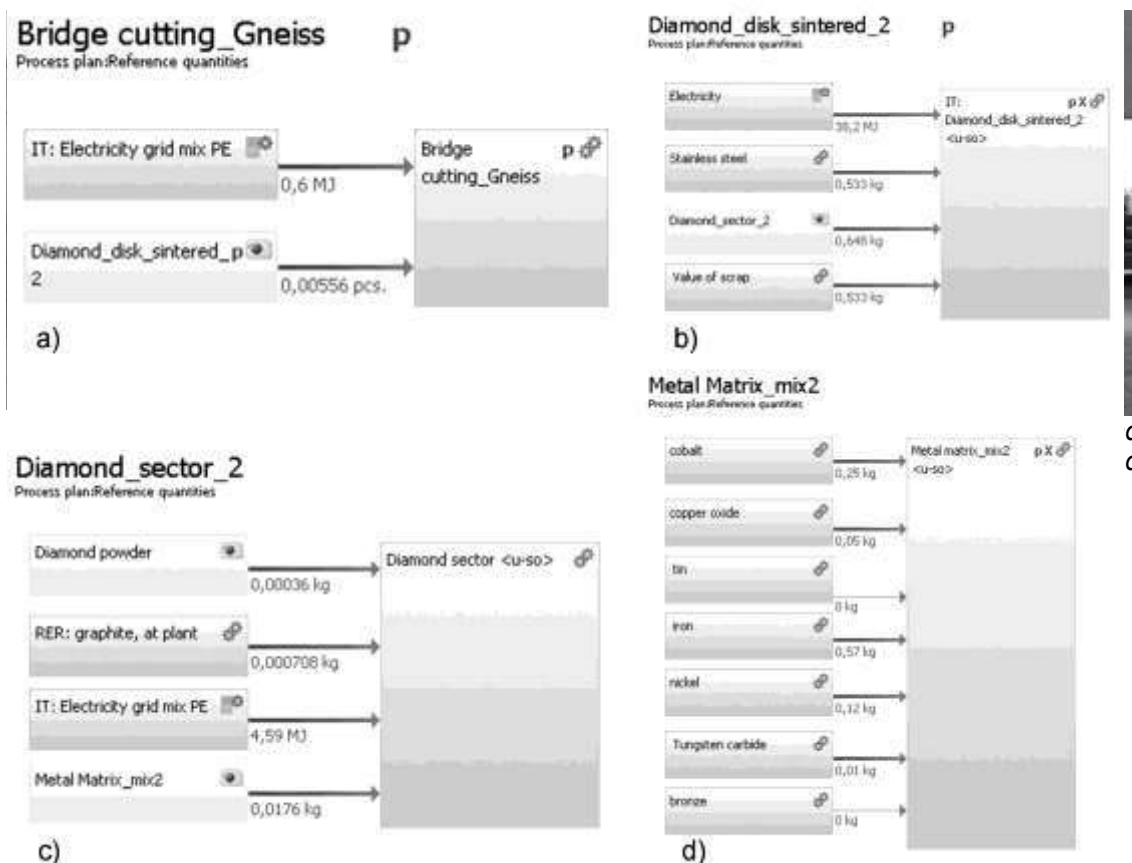


Figure 4. Process of the diamond disk cutting technique, modeled with Gabi software on the basis of data collected in transformation plants and enterprises located in Verbano Cusio Ossola Province (Italy).

2. Cold pressure of the powders

3. Cooking of the diamond sector in graphite moulds

The metal matrix can vary a lot from one firm to another. Average values from technical sheets were inserted in the model, as it is shown in Fig. 4d.

The LCIA of the bridge cutting has been calculated with the ReCiPe 1.08 Midpoint method for the impact categories of Climate Change, Metal depletion, Ozone depletion and Fossil depletion. As it can be seen from the percentage values showed in Fig. 5, for all the categories, the impacts due to the production and consumption of the diamond disk are higher than the impacts due to the electricity necessary for the cutting itself. Fig. 6 shows the impacts related to the production of a sintered diamond disk. As it can be noticed, the inputs contribution varies according to the impact category that is taken into account.

For the impact categories of climate change and fossil depletion the process that mostly contribute is the electricity employed for the sinterization of the diamond sector. The production of the metal matrix is the responsible for the

96% of the impacts related to the metal depletion, while the production of the diamond powder has the major impact to the ozone depletion.

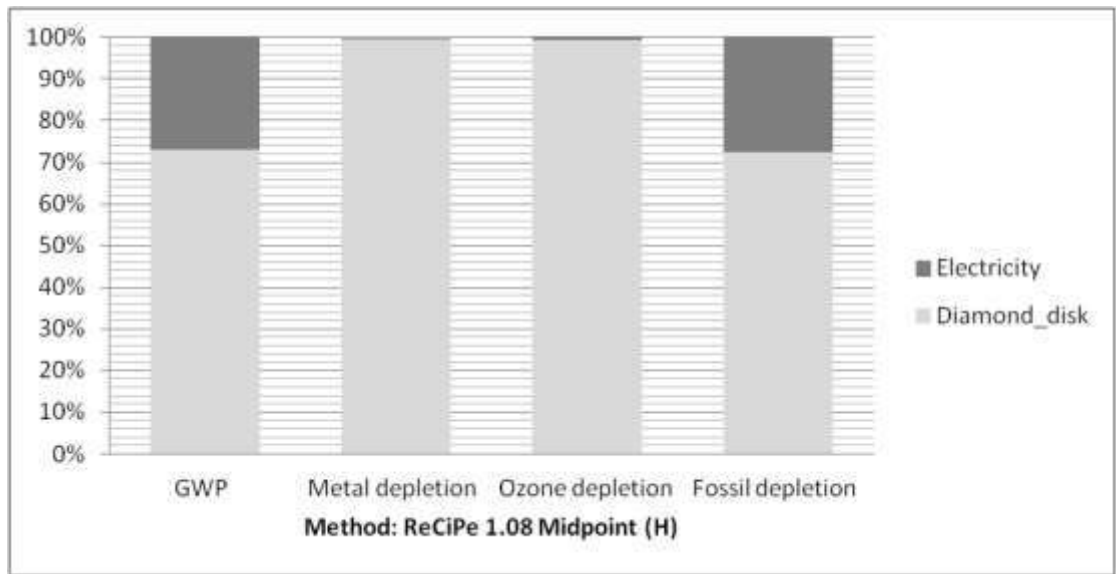


Figure 5. Percentage impact contribution of the input flows related to the diamond disk production chain (ReCiPe 1.08 Midpoint method).

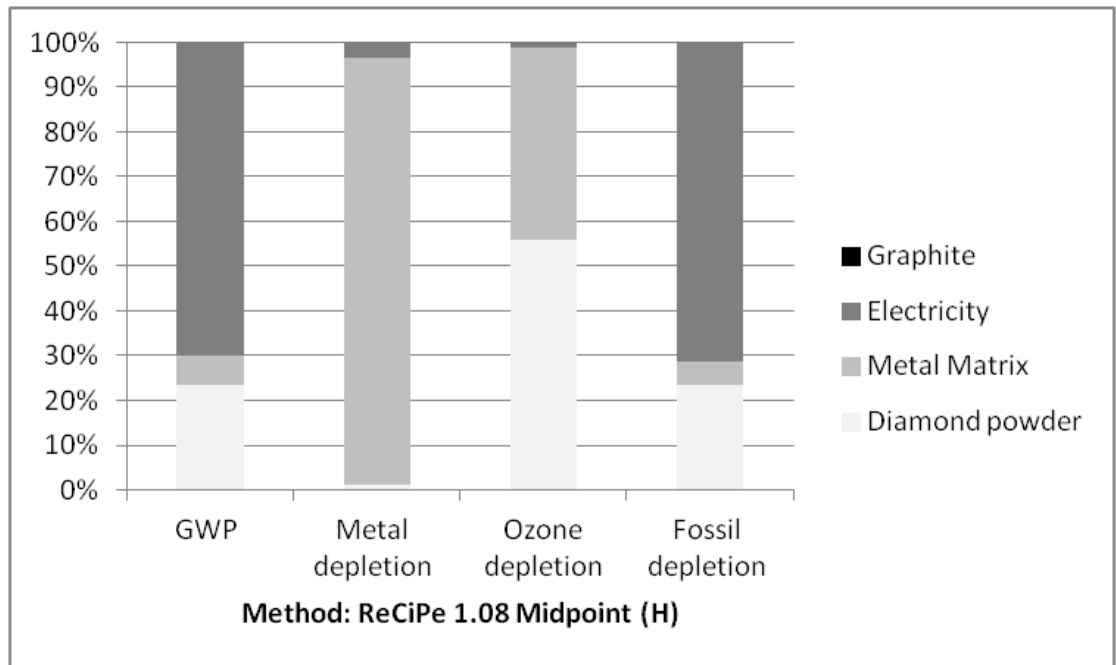


Figure 6. Percentage contribution to four impact categories of the diamond disk cutting technique. The highest impacts are given to the production and consumption of the disk, while the electricity for performing the cutting has a lower impact.

5. Conclusion and further developments

The study presented in this paper is focused on the environmental life cycle impacts related to the Italian ornamental stone sector. Since nowadays LC databases do not contain detailed information on technologies and processes the stone production chain, the main aim is to create and publish detailed datasets on the most common and significant processes of this sector. The study is part of a PhD project, which will end in November 2017. To this date, all the datasets will be completed. Data will be validated and made available through their publication in a network where interested people will be able to easily access. These datasets could indeed be a starting point for stone enterprises who want to assess their environmental sustainability in order to enhance their processes or to produce certificates helping them to face the competition with other products and countries.

In collaboration with the research center CETEM (Centro de Tecnologia Mineral) of Rio de Janeiro (Brazil), the study of Social Life Cycle Assessment related to the stone production chain is under development. The aim is to create Social datasets for both the Brazilian and the Italian stone sectors according to the UNEP/SETAC indications (UNEP/SETAC, 2013).

6. References

- Catarino, J, Henriques, J, Maia, A, 2016. Eco-efficiency in Portuguese companies of marble sector. *International Journal of Sustainable Engineering*, vol. 9, no. 1, 35-46.
- Castoldi, M, Fernández, N, De Andrade, A, Ribeiro, CE, Fernandes, P, Pimentel, D, 2012. Life-cycle inventory of dimension stones, Brazil. In: *Proceedings of Global Stone Congress 2012*, Borba.
- Cuccia, E, Piazzalunga, A, Bernardoni, V, Brambilla, L, Fermo, P, Massabò, D, Molteni, U, Prati, P, Valli, G, Vecchi, R, 2011. Carbonate measurements in PM10 near the marble quarries of Carrara (Italy) by infrared spectroscopy (FT-IR) and source apportionment by positive matrix factorization (PMF). *Atmospheric Environment* 45, 6481-6487.
- Doveri M, 2008. Studio idrogeologico e idrogeochimico dei sistemi acquiferi carbonatici nel bacino del Torrente Carrione (Alpi Apuane nord-occidentali), *Proceedings Simposio stato del territorio e delle risorse naturali in Toscana*, 167-176.
- European Commission - Joint Research Centre, 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. 1st Edition 2010.
- Gazi, A, Skevis, G, Founti, MA, 2012. Energy efficiency and environmental assessment of a typical marble quarry and processing plant. *J Clean Prod* 32.
- ISO, 2006. ISO 14040:2006 (EN) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework
- ISO, 2006. ISO 14044:2006 (EN) Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- Natural Stone Council, 2008. *Granite dimensional stone quarrying and processing: a Life-Cycle Inventory*.
- Prikryl, R, 2015. How reliable are rock mechanical parameters for the estimation of durability of natural stone, *EUROCK 2015 and 64th Geomechanics Colloquium*, Salzburg (Austria), 7-10 October.

Savazzini dos Reis, A, Della-Sagrillo, VP, Valenzuela-Diaz, FR, 2015. Analysis of Dimension Stone Waste Addition to the Clayey Mass Used in Roof Tile Production. *Materials Research* 18, 63-69.

Shirazi EK, 2011. Reusing of stone waste in various industrial activities, *Proceedings of 2nd International Conference on Environmental Science and Development IPCBEE*, vol.4, 217-219.

Traverso, M, Rizzo, G, Finkbeiner, M, 2010. Environmental performance of building materials: life cycle assessment of a typical Sicilian marble. *Int J Life Cycle Assess* 15, 104–114.

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2013). The methodological sheets for subcategories in social life cycle assessment (S-LCA).

LCA methodology on solar radiation influx control strategies in buildings: a review

Juan Diego Blanco Cadena*, Monica Lavagna, Tiziana Poli

Politecnico di Milano – ABC Department

Email*: juandiego.blanco@polimi.it

Abstract

Buildings are complex systems to be studied when evaluating their environmental impact using Life Cycle Assessment methodology, it requires assumptions which might derive into inaccurate results. However, these results provide valuable information about the sustainability of construction works, useful to support decision on the selection of a strategy during the building's design stage. Although the operation phase of buildings produces most of the total life cycle impacts, the impacts generated from the production of materials denote an important share and soon they might become the most significant as energy production is shifting towards renewable energy sources with lower environmental impacts. Consequently, components that affect the operational energy consumption of buildings, especially the ones controlling matter and energy flow between the indoor and the outdoor environment, shall be the focal point of the Life Cycle Assessment studies on buildings. This work presents a literature review on the most recent publications related to the LCA methodology applied on the selection of strategies towards the control of solar radiation influx into the buildings' indoor environment to avoid over heating in summer, allowing passive heat gains in winter.

1. Introduction

Buildings' operational energy consumption account for more than 40% of global energy use and approximately 30% of energy-related Greenhouse Gas (GHG) emissions (Directive EPBD Recast, 2010). Thus, improving their sustainability, the global environmental impacts due to anthropogenic activities would significantly decrease. Improvements on energy performance have been demonstrated by researchers, designers and builders as new buildings have reached 50 to 90% higher energy efficiency compared with existing ones (Directive EE, 2012) as well as for retrofitted building stock whose energy savings and reduction of GHG emissions have been in the range of 50-75% (Huang et al., 2012).

Environmental burdens are not limited to energy consumption and GHG emissions. Additional impact categories should be included to truly understand the consequences of the decisions taken during the design of buildings, as the Life Cycle Assessment (LCA) methodology does by analyzing impact categories strongly related to the construction field, such as: Fossil fuel depletion, Eutrophication, Acidification, Water intake, Human health effects and Ecological Toxicity (Babaizadeh et al., 2015a). However, energy use and GHG emissions of buildings during their operational phase represent the biggest portion of the overall impacts on the environment (especially for buildings with poor or basic energy efficiency) to the point of reaching 10 and 8 times the embodied energy and emissions for an office building with a 60 year life-span in UK (Azzouz et

al., 2017) or 85-99% of the total life cycle environmental impact of a residential building (Oregi et al., 2017). Nonetheless, adopting international policies and regulations promoting sustainability, energy efficiency and renewable energy, the operational phase impacts would be reduced, gradually becoming as important as the production and material extraction phase, or even less. Solar gain controls are effective technical solution to improve the operational performances and LCA studies would be crucial to support the approach (Cabeza et al., 2014).

On the basis of these enforced normative such as the directives 2010/31/EU and 2012/27/EU in the European Union (EU), building's energy efficiency regulations and requirements were set but they shall not be met at the expense of higher embodied impacts as it has occurred in the past years by applying environmentally intensive materials or strategies (Monteiro et al., 2016). This might occur by increasing the thermal performance of the building envelope decreasing the operational energy consumption. A proper balance between the embodied and the operational energy savings must be met to assure a true sustainable building design.

In this study, glazing was set as the focal point as it is the weakest point of the envelope in terms of heat gain or loss due to its high thermal transmittance, the one in charge of regulating daylighting as well as solar gains (unwanted in summer and desirable in winter season) and it is an important actor for providing thermal and visual comfort to the users (Kim, 2011; Pushkar, 2016; Stazi et al., 2014). Different strategies can be applied to control the solar heat gains, to regulate air temperature and illuminance in indoor spaces, but only few have been studied using the LCA methodology although they might account for a big share of material consumption and/or costs inside a project (Babaizadeh et al., 2015a; Citherlet et al., 2000). This work comprehends a review on the process carried out in the LCA studies which quantified the overall sustainable performance of strategies meant to control solar gains in buildings, such as: placement of reflective coatings on glass, windows replacement to a lower thermal transmittance system, installation of internal and/or external shading devices.

2. Methodology

The collection of publications related to LCA methodology on buildings' solar gain control strategies has been based on a customized search using a set of keywords (LCA, Buildings, Life Cycle Assessment), a limited range for the articles' publication year (2010-2017), language (English), subject area (Engineering, Environmental Science, Energy) and document type (Article, Review) discarding unrelated studies. Later, only articles assessing solar radiation control were selected (by analyzing their titles' and abstract' content) to be reviewed in depth and to elaborate a literature comparison among the achieved results and taken considerations, summarizing them in *Table 1*.

The comparison was intended to identify the main differences on assumptions, hypothesis or simplifications and, in comparable cases, the obtained results. This could provide an insight on how the considerations can be adjusted to replicate the process and to contrast the outcomes. The parameters selected for comparison were: building location, building typology, LCA scope, functional unit, life-span, system boundaries, impact assessment and the results themselves.

3. Result analysis

Using Scopus as search engine, based on the customization mentioned in the previous section, 343 publications were found related to LCA studies applied on buildings; only 8 of these were selected as they were assessing the solar gain control at some extent and 2 additional publications (which were left out because of their earlier publication year and found from cross references) were included to be reviewed in depth, see *Table 1*.

3.1. Building location

USA cities comprise 44% of the analyzed locations (Babaizadeh et al., 2015a; Babaizadeh et al., 2015b; Kim, 2011), followed by China with 12% (Chai et al., 2009; Huang et al., 2012) probably as they have cities under certain climate conditions (Equatorial summer (As); Warm, with fully humid and hot summer (Cfa); Warm, with warm and dry summer (Csb); Warm, with dry winter and warm summer (Cwb); Snow, with fully humid and hot summer (Dfa); and Snow, with fully humid and warm summer (Dfb) (Kottek et al., 2006)) which require special attention to the solar radiation influx control as well as high standards on the indoor comfort (Chai et al., 2009). In addition, comparison shall only be applied when the location's climate conditions are similar as the same shading device applied in different climate conditions would sustainably perform different (comparing the end-point results of a wooden fixed external shading device in Miami (As) and Duluth (Dfb): -10699 vs 41247 pt) specially when the operational energy savings are accounted as beneficial in the LCA results computation.

3.2. Building typology

5 of the 10 selected publications studied the solar radiation control on office buildings; 4 studied it on residential buildings, although it's probably the building in which their users would prefer to feel more comfortable; and only 1 assessed school buildings. Even though they represent a significant part of the building stock in many countries, they host a vast number of people during the day all year and they should provide certain comfort condition, almost as demanding as the one required in office buildings, for students and professors to be productive during their learning and teaching activities.

A detailed comparison between the strategies studied in the selected articles is not entirely accurate, because there is not a case without different building type

(significant as the internal gains are not similar among them), result type, climate, and functional unit (FU).

3.3. LCA scope

Azzouz et al., 2017 and Oregi et al., 2017 studied the sustainability performance of all the systems integrated in the building including solar shading devices. Chai et al., 2012 explored different low energy strategies applied on buildings comprising solar gain control. Babaizadeh et al., 2015a, 2015b focused mainly in the selection of the proper material for shading devices, meanwhile Stazi et al., 2014; Huang et al., 2012 and Pushkar, 2016 dedicated to find the best shading device typology. Citherlet et al., 2000 and Kim, 2011 analyzed the performance of different glazing systems.

The LCA scopes defined are diverse among the selected publications which is later reflected on the different FU, even when they were selected only because they were assessing the solar radiation control strategies at some extent, but is reasonable as each study was performed following a personal target. However, if the proper FU is defined from the beginning, a comparison between the strategies would still be feasible.

3.4. Functional Unit

Shading system unit was used by 4 of the selected publications; it can be a useful way of assessing the problem as complexity is reduced, but comparison between coatings and shading devices or high-performance windows wouldn't be possible. 4 studies use the total building heating space area (reasonable as half of them were targeting the overall building sustainability performance), but this limits the comparison because the contribution of solar devices was not isolated. The other 2 studies use one square meter of window protected or of the system installed, which could be more accurate and would allow comparison between different type of strategies.

3.1. Life-span

Life-span mostly ranges between 40-60 years, making the results uncertain, because there is low reliability on the assumptions for the prices, technologies, disposal and maintenance or replacing techniques, as well as the energy mix that would be available in the following years. Additionally, the amount of maintenance or replacing activities can vary depending on the strategy selected, as it was mentioned when analyzing the FU. Nevertheless, if certain conditions are fixed by the standard for the analysis (especially for the operational phase), the accuracy and replicability of the results would highly increase. For example, among some possibilities, it could be mentioned: using a fixed life-span computed from an average of the building stock; carrying out the LCA study based on the energy mix, recycling rate, energy consumption limits and gas

emissions limits required by the enforced regulations (as the foreseen reductions in the EU directives previously mentioned).

Variation on the selection of the FU and on the life-span of the LCA study, affects significantly the results obtained, as occurs when comparing the strategies on Babaizadeh et al., 2015a and Citherlet et al., 2000 which set the same system boundary ('Cradle to grave'), similar life-span, but different functional unit. Longer life-span (40, 40 and 45 years respectively) implies more maintenance or replacing activities and the different functional unit (shading system unit and m² of window area) modifies the reference flow for the specific unit and in consequence, the LCA Mid-point results obtained have high variance (for an aluminum based fixed shading device for Global Warming Potential (GWP) were obtained: 1107, 421 and 1546 kg CO_{2eq}).

3.2. System boundary

To define system boundaries (geographical and temporal conditions), 8 studies prefer to use a 'Cradle-to-grave' approach. The other 2 neglected the End of Life phase based on lack of information or trying to reduce the results variance due to possible changes on waste treatment, transportation and recycling technologies in the future. This system boundary variance could be solved by accessing specific datasets that include information dedicated to specific geographic regions from affordable databases such as ecoinvent and ELCD; by completing missing information with secondary data directly from related actors or with primary data (measuring parameters directly on site); by using a fixed typology and distance established by the standard for homogenization.

3.3. Impact assessment

GWP and Non Renewable Primary Energy (NRPE) are the main analyzed impact categories; all studies calculated either one or both except for Stazi et al., 2014. They are closely related, as the NRPE sources are mainly the ones producing GHGs contributing to GWP, and related to other impact categories, making more complex their mitigation avoiding any burden shifting towards another impact category. Therefore it should be required by the standard to study additionally the Acidification, Human health effects and Water intake categories, as 4 studies did (Babaizadeh et al., 2015a, 2015b; Stazi et al., 2014; Citherlet et al., 2000).

4 of the selected publications are reporting Midpoint-results, other 5 are presenting both Mid and End-point results and only 1 is presenting End-point results (Stazi et al., 2014). Only 2 studies (Babaizadeh et al., 2015a, 2015b) applied and presented the normalization and weighting factors which makes the results less ambiguous facilitating any type of comparison. This ambiguity can be noted when comparing the End-point results reported by Babaizadeh et al.,

2015a, 2015b; Pushkar, 2016 and Stazi et al., 2014 which differ greatly even in different orders of magnitude.

3.4. Assumptions and outcome

The analyzed strategies were the following: external and internal shading devices with simple configurations (venetian blinds, horizontal straight and tilted overhangs, light shelf, vertical fins, roller blinds) or transparent composite façade system; low-e coatings on existing glazing or high-performance glazing by modifying its components (gas, glass panes, frames, spacers). The materials more studied were wood, aluminum and PVC for which recycled content cut-off was used as burdens of the recycling process are not included, but the reduction of waste is considered (recycling aluminum (40-100%) and PVC (100%), and recovering energy from wood (25%)). Applying these strategies, impacts reductions in the building's life cycle are achieved ranging from 10 to 30%, especially for NREP and GWP. However, in Huang et al., 2012, weighting the Mid-point results into costs (monetization), the interventions were not carried out as the payback period obtained was too long (longer than the building's life-span).

Assumptions made in some of the studies, such as not considering glare risk, minimum daylight factor or daylight autonomy during the energy modeling (Babaizadeh et al., 2015a, 2015b; Chai et al., 2009), neglect the effect of the daylight requirements on comfort; these shall be revised as they affect the operational energy in buildings. Also, assumptions on transportation activities such as ignoring the lorry's size and/or weight limitations of its carrying capacity (Azzouz et al., 2017; Citherlet et al., 2000; Chai et al., 2009; Huang et al., 2012; Kim, 2011; Oregi et al., 2017; Pushkar, 2016; Stazi et al., 2014) should be restricted as they might worsen the outcome.

Results highlight that concerning the solar radiation influx control in buildings, the best strategies found in literature consist in the use of wooden materials, preferably on external tilted shading devices (for End-point results obtained as best -20302 pt, and for Mid-point results 173 kgCo₂eq, -998 MJ) rather than horizontal (-10699 pt, 173 kgCo₂eq, -721 MJ); aluminum or PVC external shadings (Babaizadeh et al., 2015b) or aluminum integrated shading devices (Citherlet et al., 2000), which have a lower performance due to their high embodied energy; low-e coatings coupled in shading systems (Kim, 2011) or high-performance glazing installation (Kim, 2011) or replacement (Oregi et al., 2017) which perform worse as solar gains required in winter are lost.

4. Conclusion

From the literature analysis the use of external tilted shading devices, based on wooden materials is advisable. The solar gains control strategies are mainly

useful when applied on warm climates as it was found that in cooler climate conditions the effect of the strategies were not sufficiently beneficial and, in some cases, their effects are on the contrary harming the environment (probably blocking useful solar gains during winter). Furthermore, this strategy could be enhanced by allowing the user to retrieve the solar gain blocking when they consider it convenient, as well as performing a more complex shape design of the system considering the façade's exposition and the sun position on the studied location.

From the results obtained in different investigations and analyzing the significant impact that these have had so far, the LCA methodology can be considered as a useful and effective tool which has not been applied exploiting all its potential yet. There is pending work to do by the policy makers and the scientific community on the homogenization of the definition of the methodology towards higher reliability, replicability and comparability. This paper highlights that even when the complexity was reduced by selecting a single matter to treat (solar radiation influx), there were only 2 studies that could be directly compared (Babaizadeh et al., 2015a, 2015b) which were performed by the same author. Moreover, if the results were clearer and all the information available (such as system boundaries, assumptions, inventory, data quality and sources, characterization and impact assessment methods, weighting and normalization factors), it will be much easier to understand what has been reported. Further work could be done to reduce these variables by collecting the results obtained for similar building locations (latitudes) and facade orientation and also to define a proper functional unit to be adopted allowing to compare the results obtained for different strategies. A possibility could be to consider 1 W/m^2 of solar radiation blocked in summer, system's area measured in $\text{m}^2/(\text{kWh/m}^2\text{y}_{\text{operation saved}})$ or in m^2 , considering the emissions and energy savings (defined depending on the service provided).

Table 1: results summary

Ref. & B. Type	Strategy	F.U.	L.S.	S.B.	Climate	LCA _{tot} (Pt)				GWP (kgCO ₂ eq)				NRPE (MJ)			
						AI	Wood	PVC	Sys.	AI	Wood	PVC	Sys.	AI	Wood	PVC	Sys.
(Azzouz et al., 2017) OB	ES-D	BA (16000m ²)	60y	C-Gr	Cfb						6.8E+7				-2.6E+7		
	WRb																2.8E+8
(Oregi et al., 2017) RB	WRe	BA (8600m ²)	50y	C-Gr	Cfb												2.7E+8
	WRa																2.6E+8
	ES-F				As	4784	-10699	40096		819	336	886		-844	-955	-642	
(Babaizadeh et al., 2015a) RB	ES-F				Csb	19650	7080	46398		772	317	836		-312	-313	-311	
	ES-F	SU	40y	C-Gr	Dfb	65978	41247	125451		1670	686	1810		200	210	181	
	ES-F				Cfa	32432	7297	92375		1640	672	1770		-906	-928	-866	
	ES-F				Dfa	10849	1385	33547		632	259	684		-406	-407	-405	
(Babaizadeh et al., 2015b) RB	SO					4784	-10699			421	173			-720	-721		
	TO	SU	40y	C-Gr	Cfa	-13982	-20302			421	173			-997	-998		
(Stazi et al., 2014) RB	ES-F	SU	1y	C-Gr	Cfb	5.9	5.5										
(Huang et al., 2012) SB	ES-F	SUA (m ²)	50y	C-Gr	Cwb								2.4E+6				2.4E+7
(Pushkar, 2016) OB	ES-F-S								-113								-9.3E+4
	ES-F-W	BA (50m ²)	50y	P-Gr (No Tr)	Csa				-155								-1.0E+5
	ES-F-E								-102								-7.0E+4
(Chai et al., 2009) OB	EF-F	BA (22660m ²)	50y	Op	Cfa					4.5E+5				-1.8E+8			
(Citherlet et al., 2000) OB	WR-TPS												2.25				1687.5
	WRF	WA (m ²)	45y	C-Gr	Cfb					984.4	28.1	787.5		1.5E+4	3937.5	7875	
	INS									1546.9		787.5		2.5E+4		1.4E+4	
(Kim, 2011) OB	TCFS												1.1E+5				1.1E+6
	TCFSc	SU	40y	C-Gr	Dfb								1.0E+5				9.9E+5
	GCWS												1.3E+5				1.2E+6

OB / RB / SB: Office/Residential/School Building. E / V / N / S: East/West/North/south façade. ES / INS: External/Integrated shading. F / D: Fixed/Dynamic. WR: Window replacement 'a' Advanced, 'v' Efficient and 'b' Basic. WRF: Window gas to argon/frame replacement. TPS: Thermoplastic spacer. TCF-S: Transparent Composite Façade system, 'c' coated. GCWS: glass curtain wall system. SO / TO: Straight / Tilted Overhang. BA: Building area. SU: Shading unit. SUA: shading unit area. WA: window area. C-Gr: Cradle to grave. P: Production. Op: Operation. Tr: transportation. Climate classification follows the one used in the reference (Kottek et al., 2006).

References

- Azzouz, A, Borchers, M, Moreira, J, Mavrogianni, A, 2017. Life cycle assessment of energy conservation measures during early stage office building design: A case study in London, UK. *Energy Build.* 139, 547–568.
- Babaizadeh, H, Haghighi, N, Asadi, S, Broun, R, Riley, D, 2015a. Life cycle assessment of exterior window shadings in residential buildings in different climate zones. *Build. Environ.* 90, 168–177.
- Babaizadeh, H, Haghighi, N, Broun, R, Asadi, S, 2015b. Life Cycle Assessment of Common Materials Used for Exterior Window Shadings in Residential Buildings. *Procedia Eng.* 118, 794–801.
- Cabeza, LF, Rincón, L, Vilariño, V, Pérez, G, Castell, A, 2014. Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 29, 394–416.
- Chai, Y, Ye, J, Wang, F, 2009. Modelling Technical and Economical Benefits of Three Low Energy Techniques Applied To a Commercial Office Building. *Ibpsa.Org* 1789–1796.
- Citherlet, S, Di Guglielmo, F, Gay, JB, 2000. Window and advanced glazing systems life cycle assessment. *Energy Build.* 32, 225–234.
- Directive EE, 2012. Directive 2012/27/EU of the European Parliament and of the Council of 25 October 2012 on energy efficiency, amending Directives 2009/125/EC and 2010/30/EU and repealing Directives 2004/8/EC and 2006/32. *Off. Journal*, L 315, 1–56.
- Directive EPBD Recast, 2010. Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings (recast). *Off. J. Eur. Union* 18, 2010.
- Huang, Y, Niu, J, Chung, T, 2012. Energy and carbon emission payback analysis for energy-efficient retrofitting in buildings—Overhang shading option. *Energy Build.* 44, 94–103.
- Kim, KH, 2011. A comparative life cycle assessment of a transparent composite façade system and a glass curtain wall system. *Energy Build.* 43, 3436–3445.
- Kottek, M, Grieser, J, Beck, C, Rudolf, B, Rubel, F, 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263.
- Monteiro, H, Fernández, JE, Freire, F, 2016. Comparative life-cycle energy analysis of a new and an existing house: The significance of occupant's habits, building systems and embodied energy. *Sustain. Cities Soc.* 26, 507–518.
- Oregi, X, Hernandez, P, Hernandez, R, 2017. Analysis of life-cycle boundaries for environmental and economic assessment of building energy refurbishment projects. *Energy Build.* 136, 12–25.
- Pushkar, S, 2016. Environmental damage and saving benefit of external shading devices via photovoltaic (PV) energy generation. *J. Green Build.* 11, 95–109.
- Stazi, F, Marinelli, S, Di Perna, C, Munafò, P, 2014. Comparison on solar shadings: Monitoring of the thermo-physical behaviour, assessment of the energy saving, thermal comfort, natural lighting and environmental impact. *Sol. Energy* 105, 512–528.

Water Footprint Assessment vs Life Cycle Assessment: how spatiotemporal variation could influence impact assessments

Davide Danilo Chiarelli^{1*}, Francesca Recanati², Paco Melià², Maria Cristina Rulli¹

¹Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Politecnico di Milano

²Dipartimento di Elettronica, Informazione e Bioingegneria, Politecnico di Milano

Email*: davidedanilo.chiarelli@polimi.it

Abstract

The contrast between the needs of a growing population and the physical boundaries of our Planet are increasing our pressure on the limited resources of the Earth. Thus, we are getting familiar with concepts like carbon footprint, Water Footprint (WF) and land footprint, indicators aimed to measure human appropriation of natural resources. Life Cycle Assessment (LCA), a comprehensive framework to assess environmental impacts of products and services along their life cycle, makes wide use of environmental indicators like the WF, but impact assessments are often based on secondary data. We show that an accurate water balance is key to a reliable estimation of the consumptive WF, especially in agricultural applications where the use of data averaged at national or regional levels may lead to biased results if spatiotemporal variation in those factors is not taken into account appropriately. We critically discuss the importance of considering factors such as local water availability, water stress and climatic parameters when evaluating (consumptive) WF assessments and LCA.

1. Introduction

Sustainability is a key concept in natural resource management. Planning a correct use of resources is fundamental to maintain our lifestyle and preserve our Planet for future generations (Kates et al., 2001). Every human activity has impacts on the surrounding environment, but complete and exhaustive assessments of the overall effects are complex. In the last decades, scientists have been trying to develop methods to calculate human footprints (i.e. environmental impacts measured with specific indicators) and to label commodities and services to certify their environmental performances. For the same process to be studied, different methods are usually available, each one focusing on different aspects, and producing often different and sometimes even contrasting results. Communication with decision makers, stakeholders and, more in general, with the public becomes more complex as the number of different methodologies increases, creating ineffective, inefficient and sometimes misunderstood information. For these reasons, scientists and practitioners around the world are trying to converge toward assessment and labelling methods that are univocal and account not only for different environmental aspects, but also for social and economic impacts.

Life Cycle Assessment (LCA) is becoming an increasingly applied technique for sustainability assessment. It addresses potential environmental impacts

throughout a product's life cycle from raw material extraction through production, use, end-of-life treatment, recycling and final disposal (i.e. cradle-to-grave) (ISO 14040, 2006). LCA assesses environmental impacts such as climate change, stratospheric ozone depletion, tropospheric ozone (smog) creation, eutrophication, acidification, toxicological stress on human health and ecosystems, resources depletion, water use, land use, and noise — among others (Rebitzer et al., 2004). LCA is one of the techniques most used by private companies as well as by academics thanks to its complete and exhaustive framework. Nevertheless, the assessment methodology, as well as its application to labelling procedures, is still under development and in continuous evolution.

The assessment of freshwater appropriation and depletion is among the most critical aspects in LCA. Freshwater is one of the planet's most valuable resources, being an essential life-sustaining element (Koehler, 2008). Life Cycle Impact Assessment (LCIA), one of the main steps in LCA, mainly aims to study any impacts related to water and their consequent effects. Those include impacts associated with water use and their subsequent effects on water availability for humans and ecosystems, as well as direct impacts on the water resource and its uses caused by emissions to air, soil and water (e.g. freshwater eutrophication, freshwater acidification, human toxicity, eco-toxicity).

Parallel to LCA analysis, human appropriation of freshwater resources has been approached in terms of Water Footprint (WF), intended as the indicator defined by Hoekstra et al. (2012). Water Footprint Assessment (WFA) is mainly designed to support better water management, including its use and allocation, and has played an important role in the awareness raising on water issues in the last years. WFA usually aims to understand how our production and consumption choices are affecting water resources, often associated with local water availability, water stress indicators or trade as virtual water moving from one country to another (Hoekstra et al., 2012). Nowadays, WFA is seen as a possible complementary part of an LCA analysis, at least for the inventory (LCI) phase. ISO 14046:2014 provides principles, requirements and guidelines for conducting and reporting a Water Footprint assessment as a stand-alone assessment, or as a part of a more comprehensive environmental assessment (ISO 14046, 2014).

The Water Footprint concept was introduced by Hoekstra in 2002 as an indicator of freshwater appropriation, with the aim to quantify and map indirect water use and show the relevance of involving consumers and producers along supply chains in water resources management. WFA is a four-phase process that quantifies and maps Water Footprints, assesses the sustainability, efficiency and equitability of water use, and identifies which strategic actions should be prioritised in order to make water use sustainable (<http://waterfootprint.org/en/>). According to Mekonnen & Hoekstra (2010) we can define three water footprint components:

- Green Water Footprint is the volume of rainwater consumed during the production process. For agricultural and forestry products, it refers to the total rainwater evapotranspiration plus the water incorporated into the harvested crop or wood.
- Blue Water Footprint is the volume of surface and groundwater consumed as a result of the production of a good or service, either because it evaporates during production or because it is incorporated into the product. It includes water abstracted from a catchment and returned to another catchment or the sea, hence it is the amount of water that does not return to the catchment from which it was withdrawn.
- The Grey Water Footprint accounts for freshwater pollution associated with the production of a product over its full supply chain. It is the volume of freshwater required to assimilate the pollutant load based on natural background concentrations and existing ambient water quality standards, and it is calculated as the amount of water necessary to dilute pollutants below agreed water quality standards.

Four steps are necessary to carry out a WFA (Hoekstra et al., 2009):

- settings, goal and scope,
- Water Footprint accounting,
- sustainability assessment and
- results discussion.

To be environmentally sustainable, water use must not exceed the maximum sustainable limits of a freshwater resource. When we consider the environmental sustainability of water use from the perspective of water quality, we compare the grey Water Footprint with the available assimilation capacity to measure the water pollution level. This can be done for sub-catchments or local aquifers all the way up to large river basins and regional groundwater reserves (<http://waterfootprint.org/en/>). Values of green, blue and grey Water Footprint are available and reported in freely accessible databases. Databases usually report national or regional averaged data, but huge deviations from the average can result from particular local climate condition and/or soil characteristics. Using average data in WFA and LCA analyses may hence generate biased results in specific areas.

Freshwater consumption is the main focus of a large number of environmental analyses relying on WFA or LCA. Regarding agricultural products and practices, WFA is mainly carried out (i) to compare the withdrawal of water with its local availability (Pfister et al., 2014; Chiarelli et al., 2015), (ii) to denounce a water stress condition (Zhang et al., 2014; Rulli et al., 2013a; Rulli et al., 2013b), (iii) to support the management of freshwater resources (Hoekstra et al., 2012), or (iv) to analyse virtual water trade (Chen et al., 2013). LCA includes Water Footprint or depletion as part of the overall impacts that a commodity or a service could cause on the environment. LCA has been used to compare different agricultural techniques (Haas et al., 2000, Van der Weef et al., 2002; Langevin et al., 2010), not only in terms of water consumption, but also with

respect to the use of fertilizers (Van Zeijts et al, 1999) or the emission of greenhouse gases (Meisterling et al., 2009).

Some authors have discussed the necessity to combine the two approaches in order to make analyses more comprehensive (Berger et al., 2010). A heated debate is still ongoing on how water footprint should be matched with a more comprehensive LCA (Hoekstra, 2016; Pfister et al., 2017). ISO 14046:2014 suggests how WFA should be carried out and reported as a stand-alone assessment, where only impacts related to water are evaluated, or integrated as part of a LCA, where consideration is given to a more comprehensive set of environmental impacts (ISO 14046, 2014). In particular, a WFA conducted according to this International Standard should be as holistic as possible, but paying attention not to aggregate information at the inventory data if they belong to different geographic and temporal conditions.

The ISO standard also points out that WFA alone is not sufficient to describe the overall potential environmental impacts of products, processes or organizations (ISO 14046, 2014).

The goal of this work is to point out the importance of a detailed and site specific analysis when accounting for water flows in both WFA and LCA, instead of using regional or national average datasets. To this end, we focus on a simple case study, the cultivation of maize in Italy, in which we consider different data sources (primary and secondary) and different spatial and temporal settings for maize seeding. We use the results to discuss (i) how much the spatial and temporal variability can affect the final results of the assessment, and (ii) how we can cope with this issue by integrating the two methodologies.

2. Methods: crops water accounting in Water Footprint Assessment and LCA

As a first step, we built a Life Cycle Inventory (LCI) for maize cultivation based on available databases, Ecoinvent 3.1 (Wernet et al., 2016) and Agrifootprint (Blonk et al, 2016) to determine water requirements of this crop. Then, we carried out a Water Footprint assessment (Hoekstra et al. 2012) of maize grown in Italy. To this end, we computed a vertical water balance equation model for maize seeded in two different locations in Italy (Locate Triulzi, a municipality of the Metropolitan City of Milan, in Lombardy, and Perugia, in Umbria), at three different seeding dates: 15th of March, as suggested by Assomais (<http://www.assomais.it/seminal/>), 27th of March, and 15th of April (as suggested by a local farmer in Locate Triulzi, personal communication). The model implements the method proposed by Mekonnen and Hoekstra (2010) for Water Footprint assessment. We used average climatic data for the two locations from 1961 to 1990 (Smith, 1993), a medium-texture soil (sandy loam), which is present both in the area of Locate Triulzi and in Perugia, as resulting from the Harmonized World Soil Database (Nachtergaele et al., 2009), and crop parameters for maize reported by FAO (Allen et al., 1998). Model results for maize planted in Locate Triulzi on the 15th of April had been previously validated

with information provided by the local farmer, getting an error of 1% in the estimation of blue water. We finally integrated the results of the WFA into the LCA software SimaPro 8 (Pre-sustainability, 2012).

3. Results

The main crop databases available in SimaPro 8 are Ecoinvent 3.1 and Agrifootprint. They provide generic secondary or tertiary data, which are fundamental when primary data are lacking. With specific regard to maize, national average data are available for different countries, including Italy. Fig. 1 shows the secondary data regarding the water used for maize irrigation in the different case studies ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

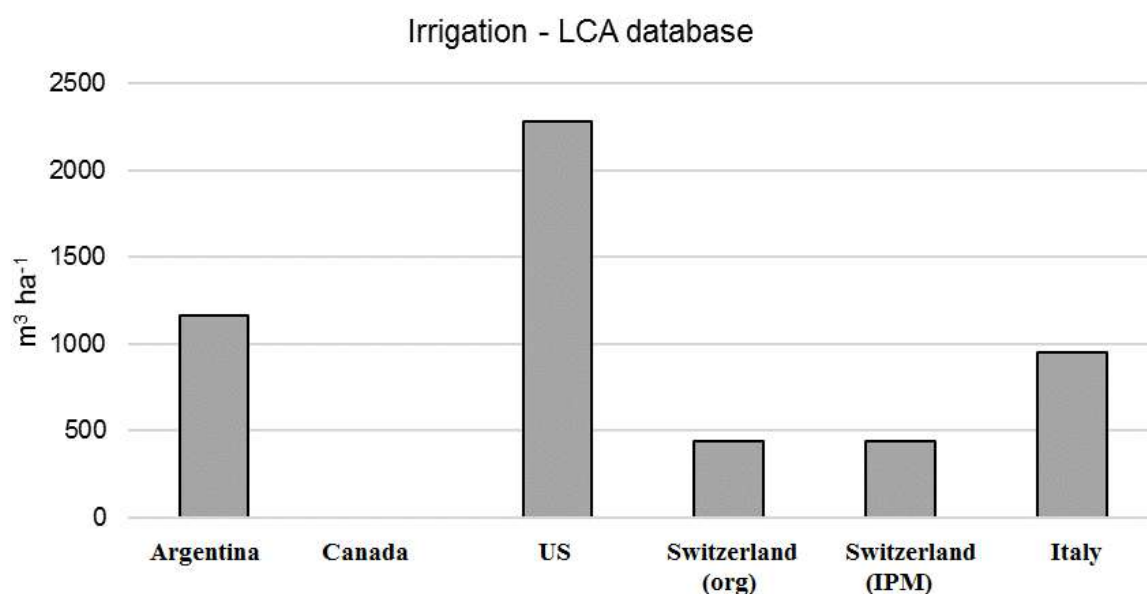


Figure 1: Data about maize grain production from different geographic origins and production type. All data are from Ecoinvent 3.1 except that for Italy, from the Agrifootprint database. org: organic; IPM: integrated pest management.

Table 1 shows green and blue Water Footprints of maize in the two locations and for the three different seeding dates. It can be immediately noted that blue water requirements are very different in Locate Triulzi and Perugia: in the second location, due to a warmer and windy climate, the blue Water Footprint is almost double than in the first. Thus, maize cultivation in Locate Triulzi and in Perugia turns out to have totally different impacts. The seeding period, usually not reported in databases providing regional or national average data, also plays a crucial role. Changing the seeding date by one month can indeed determine changes up to $200 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ in green Water Footprint and up to $700 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ in blue Water Footprint, respectively. Reliable WF estimates should hence explicitly take into account spatial and temporal variability in both water availability and water requirements.

Table 1: Comparison between the Water Footprint ($m^3 ha^{-1}$) of maize cultivation, estimated by running a vertical water balance equation model with different settings for two different locations and three seeding dates, and regional averages reported in Mekonnen and Hoekstra's database (2010). The last 2 columns indicate the discrepancy (expressed as a percent) with respect to database values.

Location	Seeding date	WF from water balance model			Regional WF from database		Discrepancy	
		green	blue	total	green	blue	green	blue
Locate Triulzi	15/03	2771	346	3116	2825	532	-1.9%	-35.0%
	27/03	2757	602	3359			-2.4%	+13.2%
	15/04	2947	648	3596			+4.3%	+21.8%
Perugia	15/03	2146	845	2991	2093	1190	+2.5%	-29.0%
	27/03	2065	1192	3256			-1.3%	+0.1%
	15/04	2067	1534	3601			-1.2%	+28.9%

The preliminary results presented above raise the interesting question of how average value in datasets should be correctly used in a WFA and/or integrated into an LCA. Therefore, we integrated the results obtained from the WFA into the LCA database (i.e. Agrifootprint), by modifying the values of water input for irrigation.

The LCA software SimaPRO allows to asses impacts on water through different methods (i.e. Pfister et al., 2009; Hoekstra et al., 2012; Boulay et al., 2011 and ReCiPe). Figure 2 shows that different input data accounting for the specific location of maize cultivation cause a variation in estimated impacts from -44% (in case of Locate Triulzi) to +25.3% (in case of Perugia) with all the methods. It also shows that different methods provide different outcomes as a results of the different assumptions behind each method.

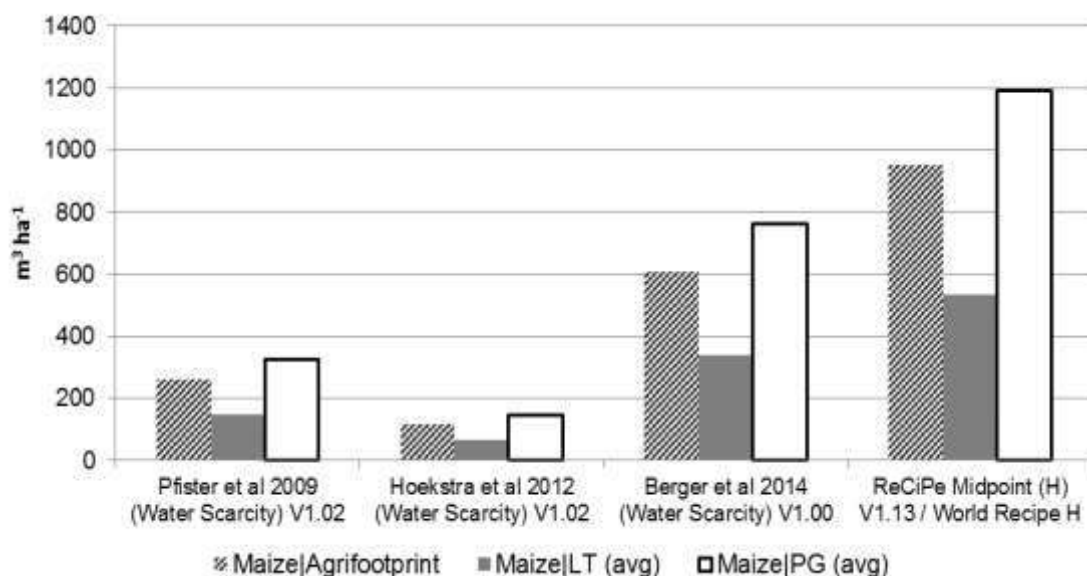


Figure 2: Water impacts associated with maize production in Italy as estimated with different data (Agrifootprint: national average from the database; LT: primary data from Locate Triulzi; PG: primary data from Perugia) and with four different impact assessment methods.

4. Discussion and conclusion

The main difference between the LCA and WFA methodologies consists in the different focus of the two methods. The LCA methodology focuses on environmental sustainability of products with a comprehensive approach, in which water is just one area among the others. WFA, instead, focuses on the sustainable, efficient and equitable allocation and use of freshwater in both local and global contexts focusing on a specific product, consumption pattern or geographic area (Boulay et al., 2013). WFA is intended to evaluate the impact related to water consumption, while LCA considers the overall impact of all processes affecting the quantity (consumption) or the quality (pollution) of that resource. From a hydrological point of view, spatial and temporal variability of water are essential indicators to manage and plan a correct use of the freshwater resource, both in term of quantity and quality. The water cycle is strongly influenced by human appropriation of freshwater and human activities (Jackson et al., 2001). Furthermore, climatic parameters play a crucial role in defining the amount of available green, blue and grey water.

Our simple exercise demonstrates that an accurate water balance is key to a reliable estimation of the Water Footprint of a crop in a specific spatiotemporal context. By analysing the results of a WFA obtained with the support of a hydrological model, we point out that relatively small changes (± 15 days) in seeding period can determine changes from the baseline assessment between -1.9% and +4.3% in green Water Footprint and between -35% and +29% in blue Water Footprint. As for variability in space, the same crop grown in different locations in Italy can have a green footprint between -46% and +1% of that

estimated from national average data, while the blue footprint can vary between -58% and +138%. By integrating the WFA into a simple LCA, we further highlight the influence of this variation in the estimation of impacts on water (i.e. water depletion and water scarcity).

A synergistic use of WFA and LCA may take advantage of both methodologies and allow more comprehensive sustainability assessments conducted according to the ISO 14046 standard. An appropriate use of primary data instead of average secondary data from generic databases should be preferred to explicitly take into account spatial and temporal variability in water availability and water requirements both in WFA and in LCA.

5. Bibliography

Allen, RG, Pereira, LS, Raes, D, & Smith, M, 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300(9), D05109.

Berger, M, Finkbeiner, M, 2010. Water Footprinting: How to address water use in life cycle assessment? *Sustainability*, 2(4), 919-944.

Blonk, H, et al., 2012. "The Agri-footprint method." *Methodological LCA framework, assumptions and applied data*. Blonk Consultants, Gouda.

Boulay, AM; Bulle, C; Bayart, JB; Deschenes, L; Margni, M, 2011. Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health Environmental Science & Technology, 45, 8948-8957.

Boulay, AM, Hoekstra, AY, Vionnet, S, 2013. Complementarities of Water Focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment, *Environmental Sci. Technology*. 47, 11926-11967, doi 10.1021/es402938f

Chen, ZM, Chen, GQ, 2013. Virtual water accounting for the globalized world economy: national Water Footprint and international virtual water trade. *Ecological Indicators*, 28, 142-149.

Chiarelli, DD, Davis, KF, Rulli, MC, & D'Odorico, P, 2016. Climate change and large-scale land acquisitions in Africa: Quantifying the future impact on acquired water resources. *Advances in Water Resources*, 94, 231-237.

Haas, G, Wetterich, F, Geier, U, 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 345.

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Aldaya, MM, & Mekonnen, MM, 2009. Water footprint manual: State of the art.

Hoekstra, AY, Mekonnen, MM, 2012. The Water Footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9), 3232-3237.

Hoekstra AY, Mekonnen MM, Chapagain AK, Mathews RE, Richter BD, 2012. Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *PLoS ONE* 7(2): e32688. doi:10.1371/journal.pone.0032688

ISO 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Standard Organization (2006) Key: citeulike:4482380

ISO 14046:2014 - Environmental management - Water Footprint - Principles, requirements and guidelines. International Standard Organization (2006)

Jackson, RB, Carpenter, SR, Dahm, CN, McKnight, DM, Naiman, RJ, Postel, SL, Running, SW, 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11(4), 1027-1045.

- Kates, RW, Clark, WC, Corell, R, Hall, JM, Jaeger, CC, Lowe, I, Faucheux, S, 2001. Sustainability science. *Science*, 292(5517), 641-642.
- Koehler, A, 2008. Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(6), 451-455.
- Langevin, B, Basset-Mens, C, Lardon, L, 2010. Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture: the case of slurry application techniques. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), 747-755.
- Meisterling, K, Samaras, C, &Schweizer, V, 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production*, 17(2), 222-230.
- Mekonnen, MM, Hoekstra, AY, 2010. The green, blue and grey Water Footprint of crops and derived crop products.
- Nachtergaele, F, van Velthuisen, H, Verelst, L, Batjes, N, Dijkshoorn, K, van Engelen, V, Prieler, S, 2009. Harmonized world soil database. Wageningen: ISRIC.
- Pfister, S, & Bayer, P, 2014. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive Water Footprint of global crop production. *Journal of Cleaner Production*, 73, 52-62.
- Pfister, S; Koehler, A; Hellweg, S, 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science and Technology*, 43(11), 4098–4104; DOI: 10.1021/es802423e
- Pre-sustainability (2012). <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>. (accessed 15.03.17.).
- Rebitzer, G, Ekvall, T, Frischknecht, R, Hunkeler, D, Norris, G, Rydberg, T, Pennington, D,W, 2004. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, 30(5), 701-720.
- Rulli, MC, Savioli, A, D'Odorico, P, 2013a. Global land and water grabbing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(3), 892-897.
- Rulli, MC, & D'Odorico, P, 2013b. The water footprint of land grabbing. *Geophysical Research Letters*, 40(23), 6130-6135.
- Smith, M. (1993). CLIMWAT for CROPWAT. A climatic database for irrigation planning and management. FAO.
- Van der Werf, HM, & Petit, J, 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1), 131-145.
- Van Zeijts, H, Leneman, H, Sleeswijk, AW, 1999. Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan. *Journal of Cleaner Production*, 7(1), 69-74.
- Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno-Ruiz, E, Weidema, B, 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 21(9), pp.1218–1230. Available at: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>> [Accessed 15 03 2017]
- Zhang, C, Anadon, LD, 2014. A multi-regional input–output analysis of domestic virtual water trade and provincial Water Footprint in China. *Ecological Economics*, 100, 159-172.

LCA, raccolta dati di inventario e fasi del ciclo di vita degli edifici

Anna Dalla Valle*, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email*: anna.dalla@polimi.it

Abstract

Il settore delle costruzioni, per gli elevati impatti che lo caratterizzano a livello globale, costituisce un ambito strategico di intervento per raggiungere i Sustainable Development Goals entro il 2030. Risulta essenziale in questa direzione integrare l'approccio di ciclo di vita nel processo di progettazione/costruzione/gestione, incentivare l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment a supporto delle scelte e promuovere meccanismi che possano rendere più solida la valutazione delle prestazioni ambientali per oggetti complessi quali gli edifici. Il paper restituisce i risultati parziali di una ricerca volta a questi obiettivi. In particolare affronta il tema delle informazioni considerate per costruire l'inventario, inteso come insieme di dati quantitativi associati a dati ambientali (flussi elementari). Vengono infatti riportati i risultati ottenuti da un'analisi approfondita degli studi presenti in letteratura dove, per ogni fase del ciclo di vita, vengono indicati i tipi e le qualità dei dati reperiti, individuando possibili scenari futuri.

1. Introduzione

L'inizio del 2016 ha sancito l'entrata in vigore dei Sustainable Development Goals (SDGs), impegnando ufficialmente i 193 Paesi membri dell'ONU a raggiungere i target prescritti entro il 2030. In questo contesto, il Life Cycle Thinking (LCT) assume un ruolo fondamentale per acquisire alle diverse scale una visione olistica e globale dei processi in atto e per promuovere programmi di azione, modelli di innovazione, stili di vita e business sostenibili. Due sono infatti i principali punti di forza del LCT. Primo, la possibilità di considerare e valutare in anteprima le possibili ripercussioni che un'azione può avere nel tempo a livello sociale, economico e ambientale. Secondo, il fatto di evitare la trasposizione dei problemi da una fase all'altra, non solo in relazione alle epoche temporali ma anche alla localizzazione geografica.

In questo contesto, il settore delle costruzioni rappresenta sicuramente un ambito strategico di intervento, in quanto considerato uno dei settori più incisivi e impattanti a livello globale. Dal punto di vista ambientale, infatti, è ritenuto responsabile del consumo di circa 3 miliardi di tonnellate di materie prime all'anno per la fabbricazione di componenti e prodotti edilizi, del 40% dei rifiuti solidi per la costruzione e demolizione e del 25-40% del consumo totale di energia in fase d'uso a livello globale. Non bisogna poi dimenticare l'aspetto economico, dal momento che il settore delle costruzioni ha un fatturato annuo di quasi 10 trilioni di dollari, rappresentando circa il 6% del Prodotto Interno Lordo globale e coinvolgendo più di 100 milioni di operatori. Inoltre, per quanto riguarda l'aspetto sociale, è ormai risaputo come l'ambiente costruito influenzi pesantemente la qualità della vita dei suoi abitanti, con evidenti ricadute su salute e benessere dell'intera popolazione mondiale (WEF, 2016).

L'adozione e implementazione di un approccio life cycle costituisce sicuramente per il settore delle costruzioni la sfida dei prossimi anni. In particolare l'impiego della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) costituisce attualmente il metodo scientifico più consolidato al fine di valutare gli impatti ambientali di prodotti/processi/servizi nell'intero ciclo di vita. Numerose sono però le limitazioni e gli elementi di criticità in relazione sia alle peculiarità del settore delle costruzioni, sia allo sviluppo della stessa metodologia. A differenza degli altri prodotti industriali, infatti, l'ambiente costruito rappresenta un sistema estremamente complesso, fortemente influenzato dal contesto, non replicabile: ogni edificio è diverso dall'altro ed è il risultato di uno specifico processo. A questo, inoltre, si aggiunge il fatto che il settore delle costruzioni è da sempre riluttante al cambiamento e caratterizzato da una crescente frammentazione delle attività e da una moltitudine e varietà di attori coinvolti. In questo contesto, l'istanza di cambiare mentalità in prospettiva life cycle rappresenta quindi uno dei fattori più problematici, aggravati dal fatto che la stessa metodologia LCA presenta ad oggi elementi di criticità ancora irrisolti, ad esempio riguardo la metodologia sottesa, la disponibilità dei dati e la comparabilità dei risultati. È pertanto fondamentale incentivarne da subito una diffusione capillare al fine di riguardare entro i termini previsti gli obiettivi dei SDGs.

L'articolo restituisce i risultati parziali di una ricerca volta a integrare l'approccio LCA nel processo di progettazione/costruzione/gestione, da una parte, incentivandone l'applicazione all'interno delle strutture di progettazione e, dall'altra, promuovendo i meccanismi per rendere più solide le valutazioni sul ciclo di vita per oggetti complessi quali gli edifici. A tal fine, la presente analisi è stata condotta per indagare la prassi corrente circa gli studi LCA, verificando la completezza e la qualità dei dati di inventario presenti in letteratura con lo scopo di migliorarne il reperimento e la gestione dei flussi informativi delle valutazioni future. In particolare, l'attenzione viene circoscritta alle informazioni quantitative necessarie per la fase di inventario, facendo emergere i dati tuttora considerati, con le relative fonti di riferimento, ma anche le lacune informative attualmente esistenti.

2. Informazioni per uno studio LCA per la valutazione di edifici

Per eseguire uno studio LCA di edifici, la normativa di riferimento è la EN 15978:2012. Essa fornisce tutte le specifiche tecniche relative alla valutazione LCA, considerando le peculiarità del sistema edificio e dando indicazioni sulle fasi dello studio, sui confini del sistema, sulle procedure per l'analisi di inventario, sugli indicatori di impatto ambientale e sui fattori di caratterizzazione. In particolare, vengono specificate tutte le informazioni da tenere in considerazione per svolgere la raccolta dei dati di inventario, che rappresenta la fase più laboriosa e impegnativa dell'intero studio, data la mole di dati richiesti. È importante precisare che nella fase di inventario sono presenti due distinti tipi di informazioni: i dati quantitativi e i dati ambientali. Ad esempio, ai kg di calcestruzzo presenti nell'edificio (dato quantitativo) vengono associate le rispettive emissioni in atmosfera, le materie prime estratte, etc. (dati ambientali), ossia i flussi elementari in entrata e uscita tra tecnosfera ed ecosfera. La

consistenza e le tipologie di informazioni quantitative reperite influisce notevolmente sul livello di completezza dello studio e la qualità di tali informazioni incide pesantemente sull'attendibilità e accuratezza dei risultati.

Per indagare la prassi corrente, è stata così effettuata una rassegna degli studi LCA presenti in letteratura, partendo dalle più recenti pubblicazioni di *literature review* sul tema (Chastas et al., 2016; Soust-Verdaguer et al., 2016). Tra i paper così individuati, sono stati selezionati e analizzati solo i casi studio europei e svolti dal 2010 ad oggi, ottenendo un campione di 34 casi studio.

Facendo riferimento ai paper analizzati, nei paragrafi che seguono, per ogni fase del ciclo di vita, vengono esplicitate le informazioni quantitative di progetto, indicandone le tipologie e la qualità dei dati considerati all'interno delle valutazioni LCA, partendo dai casi più virtuosi a quelli meno virtuosi. La qualità delle informazioni viene stabilita in relazione alla fonte presso cui tali dati vengono reperiti (ad esempio, di livello alto se monitorati sul campo e di livello progressivamente minore se calcolati da progetto definitivo e preliminare o se assunti da dati statistici e da letteratura). Tali fonti si riferiscono esclusivamente alle informazioni quantitative di progetto, mentre vengono tralasciate le fonti relative alle informazioni ambientali che generalmente fanno riferimento a database e, nei casi più virtuosi, a Environmental Product Declaration. All'interno del testo, vengono raggruppati tra loro e citati gli autori che adottano la medesima metodologia per il reperimento delle informazioni, mentre vengono omessi quelli che non specificano la fonte dei dati. Alla fine di ogni fase vengono poi esplicitate le informazioni attualmente escluse dalle analisi, suggerendo quindi possibili ambiti di miglioramento futuri.

2.1. Fase di produzione

La fase di produzione viene sistematicamente inclusa all'interno dei casi studio in esame, aggregando tra loro i moduli relativi all'estrazione di materie prime (A1), al trasporto dal sito d'estrazione allo stabilimento di fabbrica (A2) e al processo di produzione e manifattura dei prodotti e componenti edilizi (A3).

All'interno della fase di produzione (A1-A3) vengono considerate essenzialmente le quantità dei materiali da costruzione e, in alcuni casi, anche quelle relative alle soluzioni impiantistiche adottate. Paleari et al. (2016) e Proietti et al. (2013) determinano tali quantitativi dalla documentazione di progetto e confrontano poi i volumi calcolati con le fatture pagate relative alla fornitura dei materiali. Blengini e Di Carlo (2010), e Cuéllar-Franca e Azapagic (2012), invece, li definiscono in base a disegni di progetto e schede di prodotto e ne verificano poi l'ammontare tramite la consultazione di esperti e misurazioni in loco. Asdrubali et al. (2013) reperiscono tali dati dal computo metrico dei materiali, Iddon et al. (2013) li estrapolano in automatico sfruttando le proprietà del modello BIM (da progetto), mentre Zabalza et al. (2013) li calcolano manualmente dai disegni architettonici e impiantistici di progetto. Tutti gli altri autori non specificano dove vengono reperite le informazioni relative alla quantità dei materiali.

2.2. Fase di costruzione

Nei paper analizzati la fase di costruzione viene inclusa nell'85% dei casi studio ed esclusa nel rimanente 15%. Qualora inclusa, il 18% dei casi studio considera solo il modulo relativo ai trasporti dalla fabbrica al luogo di progetto (A4), il 17% solo il processo di costruzione e installazione (A5) e il 65% entrambi i moduli.

Per quanto riguarda la fase dei trasporti (A4), vengono tenute in considerazione le informazioni relative al trasferimento di materiali e prodotti da costruzione dallo stabilimento al sito di cantiere. Paleari et al. (2016), e Proietti et al. (2013) definiscono le distanze, nonché i tipi di mezzi di trasporto con le relative capacità massime, dalle fatture di approvvigionamento dei materiali, da note di spedizione e da contatti diretti con i fornitori. Inoltre, nello studio di Paleari et al. (2016) gli itinerari delle materie prime e dei componenti semilavorati vengono calcolati a partire dai primi siti di produzione al luogo di cantiere, considerando, quando necessario, anche le fasi di lavorazione intermedie. Blengini e Di Carlo (2010), e Dahlstrøm et al. (2012), invece, determinano i trasporti di materiali e, nel primo caso, anche il trasporto di operai (dato non previsto dalla norma) ricostruendo le informazioni necessarie tramite comunicazioni personali con progettisti, imprese di costruzione e aziende esterne. Asdrubali et al. (2013), Cuéllar-Franca e Azapagic (2012), Fouquet et al. (2015), e Oregi et al. (2015) assumono per tutti i materiali da costruzione lo stesso tipo di mezzo di trasporto su strada e una distanza media comune, a parte nell'ultimo caso dove i materiali vengono suddivisi in base a tre provenienze, considerando quindi distanze differenti: a livello di provincia, regione o nazione. Infine, Himpe et al. (2013), e Monteiro e Freire (2012) traggono tali informazioni da studi presenti in letteratura, nel primo caso relativi alla nazione di riferimento, mentre nel secondo al contesto europeo. Le informazioni attualmente escluse riguardano: i materiali di imballaggio utilizzati durante il trasporto; i materiali persi o danneggiati durante il trasporto; il trasporto dei macchinari e delle attrezzature da cantiere.

Nella fase del processo di costruzione (A5) vengono prevalentemente considerati i contributi relativi ai consumi di energia per le attività di costruzione e ai rifiuti di cantiere. In particolare, Paleari et al. (2016) comprendono nella valutazione l'energia e l'acqua necessaria per le principali macchine operatrici, i materiali utilizzati per la produzione in sito, i prodotti ausiliari, i materiali da protezione e lo smaltimento dei rifiuti da costruzione, assumendo tali informazioni da dati reali acquisiti attraverso la documentazione di cantiere. Blengini e Di Carlo (2010), Dahlstrøm et al. (2012), Proietti et al. (2013), invece, reperiscono i consumi energetici dovuti al processo di costruzione e installazione dei materiali tramite comunicazioni dirette con il costruttore e/o aziende esterne, ma assumono per la quantificazione dei rifiuti da costruzione dati percentuali presenti in letteratura. Infine, Asdrubali et al. (2013), e Cuéllar-Franca e Azapagic (2012) considerano esclusivamente i dati energetici del processo di costruzione presi a letteratura, mentre Monteiro e Freire (2012), e Oregi et al. (2015) includono solo l'ammontare dei rifiuti da cantiere e il loro relativo trasporto in discarica basandosi sempre su dati di letteratura. Le informazioni al momento escluse riguardano per esempio: l'energia utilizzata per la

conservazione dei prodotti e per la fornitura degli impianti di cantiere; il trasporto di materiali, prodotti, rifiuti e attrezzature all'interno del sito; l'acqua utilizzata per la produzione in loco, per il raffreddamento dei macchinari e per la pulizia in fase di costruzione. A queste si aggiunge un'ulteriore informazione, attualmente non prevista da normativa: i materiali impiegati per la produzione delle attrezzature di cantiere e comprensive di gru, ponteggi, centri di stoccaggio e macchinari.

2.3. Fase d'uso

La fase d'uso viene inclusa in tutti gli studi LCA presi in esame, anche se le valutazioni vengono limitate ad alcuni suoi moduli: il 100% dei casi considera il consumo di energia in fase operativa (B6), il 65% le attività di manutenzione e sostituzione (B2 e B4), il 32% il consumo d'acqua (B7), mentre sono esclusi i moduli d'uso e per le operazioni di riparazione e restauro (B1, B3 e B5).

I processi di manutenzione e di sostituzione (B2 e B4) vengono generalmente abbinati tra loro. Oregi et al. (2015) assumono il tempo di vita utile dei materiali da costruzione a seconda delle indicazioni presenti nelle diverse EPD o da database di settore relativi alla manutenzione, comprendendo anche il trasporto dei prodotti, per i quali viene adoperata la stessa distanza precedentemente utilizzata per la fase di produzione. Paleari et al. (2016), invece, definiscono la durata dei principali componenti edilizi in base ai dati acquisiti dai produttori e dall'esperienza degli autori stessi, confrontando poi tali valori con i report di durabilità e gli scenari sviluppati dalle associazioni di inquilini e di proprietari di immobili. Blengini e Di Carlo (2010), e Monteiro e Freire (2012) reperiscono tali informazioni per mezzo di comunicazioni personali con i progettisti, costruttori e produttori di materiali e, quando necessario, da dati di letteratura. Infine, Atmaca e Atmaca (2015), Cellura et al. (2014), Cuéllar-Franca e Azapagic (2012), Dahlstrøm et al. (2012), Himpe et al. (2013), Proietti et al. (2013), e Stephan e Stephan (2016) assumono la durata e il numero di cicli per i diversi elementi da costruzione partendo da altri studi LCA presenti in letteratura. Le informazioni ad oggi non prese in considerazione sono le seguenti: l'acqua e l'energia utilizzata durante il processo, i rifiuti prodotti con i relativi trasporti dal sito alla discarica, nonché l'energia utilizzata per il processo di gestione, trattamento e smaltimento degli stessi.

Nel modulo relativo al consumo di energia in fase d'uso (B6) vengono inclusi, tutti o in parte, a seconda dei casi, i seguenti contributi: impianto di riscaldamento e raffrescamento, acqua calda sanitaria, sistema di ventilazione e di illuminazione, attrezzature tecniche ed elettrodomestici. Atmaca e Atmaca (2015), e Praseeda et al. (2016) raccolgono tutte le informazioni relative ai consumi energetici tramite l'analisi di bollette e questionari forniti all'utenza, mentre Paleari et al. (2016) le deducono dai documenti di progetto e dalla relazione tecnica sviluppata dal certificatore energetico. Asdrubali et al. (2013), Blengini e Di Carlo (2010), e Proietti et al. (2013), invece, suddividono i consumi che dipendono dalle caratteristiche e dalle dimensioni dell'edificio, quali l'energia per il riscaldamento, raffrescamento, ventilazione e produzione di acqua calda sanitaria, che vengono calcolati tramite i software di modellizzazione preposti, dai consumi che dipendono più nello specifico dal numero e dai comportamenti

degli occupanti, relativi ad esempio agli apparecchi elettrici, alla cottura, al lavaggio e al sistema di illuminazione, che vengono assunti da dati statistici. Dahlstrøm et al. (2012), Enslic Project (2010), Fouquet et al. (2015), Gervasio et al. (2014), Gustavsson e Joelsson (2010), Himpe et al. (2013), Houlihan et al. (2014), Motuzienė et al. (2016), Oregi et al. (2015), Peuportier et al. (2013), Rossello-Battle et al. (2015), Rossi et al. (2012), Stephan e Stephan (2016), Takano et al. (2015), Thiers e Peuportier (2012), Zabalza et al. (2013) calcolano i consumi effettuando delle simulazioni energetiche, in alcuni casi, tramite software riferiti agli specifici contesti di riferimento, quali COMFIE per la Francia, SIMIEN per la Norvegia, CALENER VYP per la Spagna, EPB per il Belgio, e in altri, tramite software commerciali come DesignBuilder. Infine, Cuéllar-Franca e Azapagic (2012) reperiscono dalle analisi statistiche il consumo di energia per uso domestico, per poi stimare il contributo di riscaldamento, acqua sanitaria, illuminazione, cucina ed elettrodomestici, utilizzando per ciascun elemento dati e metodologie specifiche presenti in letteratura. Le informazioni attualmente escluse o comunque considerate solo trasversalmente riguardano: l'energia utilizzata per il controllo, l'automazione e per altri elementi tecnici integrati negli edifici, quali ascensori, scale mobili, sistemi di sicurezza e comunicazione.

Per quanto riguarda il consumo d'acqua in fase operativa (B7), esso viene raramente preso in considerazione all'interno dei casi studio analizzati. Zabalza et al. (2013) lo definiscono in base agli studi di monitoraggio effettuati negli edifici residenziali del comune di riferimento, mentre Dahlstrøm et al. (2012), e Lewandowska et al. (2013) lo assumono da report statistici eseguiti rispettivamente a livello comunale e nazionale. Infine, Cuéllar-Franca e Azapagic (2012) ipotizzano semplicemente il consumo d'acqua media per persona al giorno. Dal momento che le descrizioni analizzate non consentono di definire con precisione i contributi considerati, è difficile determinare le informazioni escluse all'interno delle valutazioni.

Le fasi relative al modulo d'uso (B1) e ai processi di riparazione e restauro (rispettivamente B3 e B5) vengono sempre escluse all'interno degli studi analizzati. Nel primo caso, perché le informazioni richieste sono estremamente puntuali e specifiche, dal momento che si richiede la quantificazione delle sostanze emesse in atmosfera, suolo e acqua dagli elementi di facciata, copertura e rivestimenti. Nel secondo caso, invece, perché si tratta di azioni e operazioni non definibili in maniera preventiva ma solo "a guasto".

2.4. Fase di fine vita

Nei paper analizzati, la fase di fine vita viene conteggiata nel 45% delle valutazioni dove nel 67% dei casi vengono considerate le attività di decostruzione e demolizione (C1), nel 100% il trasporto dal sito di progetto alla discarica (C2), nell'86% il processo di gestione e trattamento dei rifiuti (C3) e il loro smaltimento (C4).

Blengini e Di Carlo (2010), Cuéllar-Franca e Azapagic (2012), Himpe et al. (2013), e Takano et al. (2015) reperiscono da letteratura tutte le informazioni relative alle operazioni di decostruzione e demolizione e ai differenti scenari di fine vita definiti in base ai diversi tipi di rifiuti. Asdrubali et al. (2013), invece,

prevedono per i diversi materiali il trattamento in discarica o in impianti di riciclaggio in modo tale da soddisfare la direttiva 2008/98/CE, prevedendo così il recupero del 70% del peso di tutti i prodotti di scarto. Atmaca e Atmaca (2015), Cellura et al. (2014), Dahlstrøm et al. (2012), Gervasio et al. (2014), Paleari et al. (2016), Proietti et al. (2013), e Zabalza et al. (2013) ipotizzano per ogni materiale lo scenario di smistamento e smaltimento più probabile, considerando il fine vita in discarica, inceneritori, ad esempio per legno, bitume e polistirene, o la spedizione ad impianti di riciclaggio, ad esempio per finestre, elementi in acciaio, alluminio, plastica e materiali inerti. Infine, Fouquet et al. (2015), e Oregi et al. (2015) presumono una distanza media tra il sito di cantiere e le unità di smaltimento, includendo poi il processo di trattamento e gestione dei rifiuti. Dall'analisi effettuata non sembrano esserci particolari informazioni escluse ma spesso si tratta di descrizioni sommarie.

3. Conclusioni

Dall'analisi effettuata emerge innanzitutto come in tutti i casi studio vengano puntualmente omesse alcune fasi del ciclo di vita, oltre che una parte delle informazioni richieste. Nello specifico il processo di raccolta dei dati quantitativi avviene, a seconda dei casi, tramite (in ordine di adeguatezza del dato rispetto alle specificità dello studio e all'oggettività della valutazione):

- misurazioni, in base a rilievi diretti effettuati in loco;
- questionari, in base a interviste a fornitori, costruttori e/o imprenditori;
- documenti di progetto, in base a disegni, report e materiali di supporto riferiti al progetto in esame;
- dati statistici, in base ad analisi statistiche eseguite a livello comunale, regionale, nazionale o internazionale;
- dati di letteratura, in base a ricerche presenti in letteratura;
- ipotesi, in base ad assunzioni personali senza alcun riferimento alla produzione scientifica e a rilievi diretti.

È importante sottolineare come tali valutazioni LCA siano state eseguite ex-post da ricercatori per finalità puramente di ricerca, senza andare perciò ad influire sull'effettivo processo di progettazione/costruzione/gestione dei progetti. Obiettivo prioritario sarebbe, invece, quello di implementare tale metodologia a partire dalle prime fasi delle pratiche progettuali al fine di coinvolgere direttamente gli studi di architettura e ingegneria oltre che le imprese di costruzioni, in quanto principali attori e responsabili dello sviluppo dell'ambiente costruito. Infatti, a differenza degli altri settori industriali dove il metodo LCA può essere applicato a prodotti finiti che vengono poi migliorati e rimessi in commercio, in edilizia tale processo non è possibile e le analisi fatte per un caso difficilmente possono essere utilizzate come strumento di supporto per le decisioni dei casi successivi. Effettuare la valutazione a prodotto finito, come generalmente avviene, aiuta sicuramente a capire l'entità del carico ambientale ma non permette di orientare le scelte dei progettisti e di ridurre effettivamente l'impatto degli edifici. Si aggiunge quindi un altro fattore determinante: la fase del processo in cui viene condotta l'analisi LCA e, di conseguenza, in cui le

informazioni vengono reperite. In uno scenario ideale, i dati quantitativi relativi agli edifici in oggetto, potrebbero essere progressivamente definiti, specificati e dettagliati dagli attori coinvolti con l'avanzare del processo, diventando man mano più accurati, attendibili e corrispondenti alla realtà. Tuttavia, per responsabilizzare nel reperimento delle informazioni gli stessi attori del processo di progettazione/costruzione/gestione degli edifici, occorrerebbero maggiori incentivi e meccanismi normativi (ad esempio potenziando in tale direzione il Green Public Procurement). In questo modo si potrebbe attivare quel circolo virtuoso necessario per considerare fin dalle prime fasi di progettazione gli edifici nel loro intero ciclo di vita e traguardare la sostenibilità ambientale reclamata dai SDG dell'Agenda 2030.

4. Bibliografia

Asdrubali, F, Baldassarri, C, Fthenakis, V, 2013. Life cycle analysis in the construction sector: Guiding the optimization of conventional Italian buildings. *Energy and Buildings*. 64, 73-89.

Atmaca, A, Atmaca, N, 2015. Life cycle energy (LCEA) and carbon dioxide emissions (LCCO₂A) assessment of two residential buildings in Gaziantep, Turkey. *Energy and Buildings*. 102, 417-431.

Blengini, GA, Di Carlo, T, 2010. The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. *Energy and Buildings*. 42, 869-880.

Cellura, M, Guarino, F, Longo, S, Mistretta, M, 2014. Energy life-cycle approach in Net zero energy buildings balance: Operation and embodied energy of an Italian case study. *Energy and Buildings*. 72, 371-381.

Chastas, P, Theodosiou, T, Bikas, D, 2016. Embodied energy in residential buildings-towards the nearly zero energy building: A literature review. *Building and Environment*. 105, 267-282.

Cuéllar-Franca, RM, Azapagic, A, 2012. Environmental impacts of the UK residential sector: Life cycle assessment of houses. *Building and Environment*. 54, 86-99.

Dahlstrøm, O, Sørnes, K, Eriksen, ST, Hertwich, EG, 2012. Life cycle assessment of a single-family residence built to either conventional- or passive house standard. *Energy and Buildings*. 54, 470-479.

EN, 2014. EN 15804:2012+A1:2013(E) Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products.

Fouquet, M, Levasseur, A, Margni, M, Lebert, A, Lasvaux, S, Souyri, B, ... Woloszyn, M, 2015. Methodological challenges and developments in LCA of low energy buildings: Application to biogenic carbon and global warming assessment. *Building and Environment*. 90, 51-59.

Gervásio, H, Santos, P, Martins, R, Simões da Silva, L, 2014. A macro-component approach for the assessment of building sustainability in early stages of design. *Building and Environment*. 73, 256-270.

Gustavsson, L, Joelsson, A, 2010. Life cycle primary energy analysis of residential buildings. *Energy and Buildings*. 42, 210-220.

Himpe, E, Trappers, L, Debacker, W, Delghust, M, Laverge, J, Janssens, A, ... Van Holm, M, 2013. Life cycle energy analysis of a zero-energy house. *Building Research and Information*. 41(4), 435-449.

Houlihan Wiberg, A, Georges, L, Dokka, TH, Haase, M, Time, B, Lien, AG, ... Maltha, M, 2014. A net zero emission concept analysis of a single-family house. *Energy and Buildings*. 74, 101-110.

- Iddon, CR, Firth, SK, 2013. Embodied and operational energy for new-build housing: A case study of construction methods in the UK. *Energy and Buildings*. 67, 479-488.
- Intelligent Energy Europe, 2010. Enslic Building: Energy Saving through Promotion of Life Cycle Assessment in Buildings.
- Lewandowska, A, Noskowiak, A, Pajchrowski, G, 2013. Comparative life cycle assessment of passive and traditional residential buildings' use with a special focus on energy-related aspects. *Energy and Buildings*. 67, 635-646.
- Monteiro, H, Freire, F, 2012. Life-cycle assessment of a house with alternative exterior walls: Comparison of three impact assessment methods. *Energy and Buildings*. 47, 572-583.
- Motuziene, V, Rogoža, A, Lapinskiene, V, Vilutiene, T, 2016. Construction solutions for energy efficient single-family house based on its life cycle multi-criteria analysis: a case study. *Journal of Cleaner Production*. 112, 532-541.
- Oregi, X, Hernandez, P, Gazulla, C, Isasa, M, 2015. Integrating simplified and full Life Cycle Approaches in decision making for building energy refurbishment: benefits and barriers. *Buildings*. 5, 354-380.
- Paleari, M, Lavagna, M, Campioli, A, 2016. The assessment of the relevance of building components and life phases for the environmental profile of nearly zero-energy buildings: life cycle assessment of a multifamily building in Italy. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 21, 1667-1690.
- Peuportier, B, Thiers, S, Guiavarch, A, 2013. Eco-design of buildings using thermal simulation and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 39, 73-78.
- Praseeda, KI, Reddy, BVV, Mani, M, 2016. Embodied and operational energy of urban residential buildings in India. *Energy and Buildings*. 110, 211-219.
- Proietti, S, Sdringola, P, Desideri, U, Zepparelli, F, Masciarelli, F, Castellani, F, 2013. Life Cycle Assessment of a passive house in a seismic temperate zone. *Energy and Buildings*. 64, 463-472.
- Rosselló-Batlle, B, Ribas, C, Moià-Pol, A, Martínez-Moll, V, 2015. An assessment of the relationship between embodied and thermal energy demands in dwellings in a Mediterranean climate. *Energy and Buildings*. 109, 230-244.
- Rossi, B, Marique, AF, Reiter, S, 2012. Life-cycle assessment of residential buildings in three different European locations, case study. *Building and Environment*. 51, 402-407.
- Soust-Verdaguer, B, Llatas, C, García-Martínez, A, 2016. Simplification in life cycle assessment of single-family houses: A review of recent developments. *Building and Environment*. 103, 215-227.
- Stephan, A, Stephan, L, 2016. Life cycle energy and cost analysis of embodied, operational and user-transport energy reduction measures for residential buildings. *Applied Energy*. 161, 445-464.
- Takano, A, Pal, SK, Kuittinen, M, Alanne, K, 2015. Life cycle energy balance of residential buildings: A case study on hypothetical building models in Finland. *Energy and Buildings*. 105, 154-164.
- Thiers, S, Peuportier, B, 2012. Energy and environmental assessment of two high energy performance residential buildings. *Building and Environment*. 51, 276-284.
- World Economic Forum, 2016. Shaping the future of construction. A breakthrough in the mindset and technology.
- Zabalza, I, Scarpellini, S, Aranda, A, Llera, E, Janez, A, 2013. Use of LCA as a tool for building ecodesign. A case study of a low energy building in Spain. *Energies*. 6, 3901-3921.

An integrated framework for the assessment of life cycle costs and environmental impacts of food waste

Fabio De Menna^{1*}, Jennifer Davis², Karin Östergren², Nicole Unger³,
Marion Loubiere⁴, Matteo Vittuari¹

¹Department of Agricultural and Food Sciences, University of Bologna, Bologna, Italy

²RISE Agrifood and Bioscience, Göteborg, Sweden

³Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Vienna, Austria

⁴Deloitte Sustainability, Paris, France

Email*: fabio.demenna2@unibo.it

Abstract

Food waste prevention and valorization are needed to reduce environmental and economic costs of food systems. However, these measures will have different environmental and economic effects and tradeoffs. Therefore, a consistent and integrated life cycle framework is needed to generate reliable information for both individual stakeholders and policy makers. Within the H2020 project REFRESH (Resource Efficient Food and dRink for the Entire Supply cHain), this study aimed to provide practitioners with guidance on how to combine Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (E-LCC) methodologies, with a focus on the impact of food waste, its prevention, and valorization. Building on existing standards, protocols and scientific literature, a framework, consisting of methodologically structured recommendations was developed for clearly defined assessment situations. The framework is composed of a section on study purpose definition, three decision trees - on assessment situation(s), costing approach, and type of study (footprint vs. intervention) - and two sets of recommendations. The framework will be tested in the next phase of the project on selected food chain side flows.

1. Introduction

Global estimates (FAO 2011) suggest that about one third of edible food produced is lost or wasted along the supply chain. This inefficiency causes wastage of natural and economic resources. FAO estimated the cost of food wastage at US\$940 billion (FAO 2013, 2014). Food waste prevention would thus allow for saving these resources, potentially feeding more people, and reducing environmental pressure from the food system (e.g. FAO 2013, Kummu et al., 2012, Vittuari et al. 2016).

Due to the magnitude and urgency of addressing food waste, the United Nations included in the Sustainable Development Goals (SDG) a target (SDG12.3) to halve per capita global food waste at the retail and consumer level and to reduce losses along production and supply chains. In addition, the European Commission aligned itself to the UN target in its Circular Economy package, which has food waste as one of five focus waste streams and contains measures aimed at the reduction and reuse of food waste, from production to consumption and end of life (European Commission, 2015).

The transformations required for preventing and valorizing food waste will have their own economic and environmental impacts. Private and public decision makers thus will need robust, consistent and science-based approaches to inform their interventions. Life cycle approaches - such as Life Cycle Assessment LCA (ISO, 2016; EC, 2010) and Life Cycle Costing (LCC) (e.g. Hunkeler et al., 2008) - are often suggested as useful tools to analyze both the economic and environmental impacts of waste prevention, valorization, and management. By allowing comparative analysis within or across the waste hierarchy, the combined use of LCA and LCC approaches can ensure a better understanding of the impact of specific interventions, as suggested also by the EC directive on waste (EC, 2008, paragraph 4).

Life cycle assessment (LCA) is well established in studying environmental impacts of food waste (FW), but no systemic approach for practitioners has been developed to date (Corrado et al., 2017; Gruber et al., 2016; Notarnicola et al., 2016; Unger et al., 2016). Life cycle costing (LCC) has been applied to FW only in a limited number of studies and without consistent practices (De Menna et al. 2016). In general, the goal and scoping phase (e.g. problem assessed or system function) can be characterized by a large flexibility, thus leading to various effects in other methodological aspects. Results from FW related studies are therefore not comparable, causing potential misinterpretation by non-experts. Even experienced LCA and LCC practitioners could find difficulties in making specific methodological choices related to FW or an integrated approach for LCA and LCC, as both the ILCD handbook (EC, 2010) and the guidance on product environmental footprints – PEF (EC, 2013) focus on the driving product of a system, rather than waste flows.

The EU H2020 funded project REFRESH (Resource Efficient Food and dRink for the Entire Supply cHain) aims to contribute to food waste reduction throughout the food supply chain, and evaluate the environmental impacts and life cycle costs. Within the REFRESH project, the objective of this study was thus to develop a consistent approach in combining LCA and LCC, specifically to assess impacts of prevention of resource inefficiencies, new/novel valorisation options and waste handling options relating to side-flows in the food supply chain.

2. Methodology

In a first step of the REFRESH project, literature on LCA and LCC of food waste was systematically reviewed to identify relevant methodological aspects. Sources included existing LCA and LCC standards documentation, academic journal papers, policy guidelines, and case studies on FW. The specific aim of the review was to identify possible approaches, main differences among studies, standards and protocols, main challenges and knowledge gaps. Detailed results and list of sources of this review are presented in two REFRESH reports (respectively Unger et al., 2016 and De Menna et al., 2016).

As far as LCA of food systems is concerned (Unger et al., 2016), several sources provide guidance on environmental assessment of food systems, but they leave

a lot of room for LCA scoping. For example, standards and generic guidelines cover many products and services, but they do not provide step-by-step instructions on how to perform an LCA. Thus food waste stakeholders, who may have a deep understanding of their system but only a generic knowledge of LCA, would not find straightforward answers to specific modelling questions. Common issues include:

- Selection of attributional or consequential types of study;
- Establishing appropriate and coherent functional unit and system boundaries connected to the question(s) being addressed;
- Addressing multi-functionality (allocation vs. system expansion) and product substitution issues;
- Selection of impact indicators and interpretation of results.

As far as LCC is concerned, the review identified a widespread array of existing definitions and approaches (De Menna et al., 2016). Additionally, only a limited number of case studies were retrieved. These are mostly concerned with municipal FW management, and only a few included prevention issues. The following challenges could be identified:

- Lack of detailed recommendations for combining LCC and LCA;
- Use of LCC in case of consequential LCA studies;
- Differences between cut-off levels / scoping boundaries;
- Relevant cost categories for FW;
- Inclusion of economic impact indicators other than cost;

Based on the identified challenges, a specific framework was developed with the aim of providing a step-by-step assessment guidance for food waste practitioners (Davis et al., 2017). The framework is composed of a introductory section on study purpose definition, three decision trees - respectively on assessment situation(s), costing approach, and type of study (footprint vs. intervention) - and two sets of recommendations.

The framework was first submitted to and reviewed by selected LCA, LCC, and FW experts and practitioners within the REFRESH consortium. Then, it will be tested with selected case studies in a later task of the project.

3. Results and discussion

The overall structure of the framework is provided in Fig. 1. First, the assessor needs to identify the purpose of the study. As highlighted by existing standards and literature, the question addressed in the goal and scope phase can result in very different outcomes in terms of methodological choices. In the current framework, the main elements to include in the description of the purpose of the study are:

- Indication of the product/process under analysis (what product, waste flow, and characteristics?);
- Decisions on:
 - whether the goal is to assess a current situation or changes to an alternative scenario,
 - whether prevention is included or foreseen, and
 - whether some value is or will be involved in management of the side flow.

Once the purpose of the study is established, the next step is to identify whether the flow under study should be considered a driving product or a side flow (Davis et al, 2017). A flow of the food supply chain can be characterized as a driving product whenever it represents the main reason for the supply chain to exist. This means that in some agro-food processes there can be several driving products, all of which are justifying a certain share of the studied system.

On the contrary, any wasted edible and inedible part of food - including wasted flows of driving product(s) - can be defined as side flow. The main difference with the driving product is that an assessor would like to minimize it, rather than producing more of it. In the REFRESH framework, since the focus is on impacts of food waste, guidance and recommendations are provided with reference to the assessments of such side flows. Instead, no guidance is given on the evaluation of driving products.

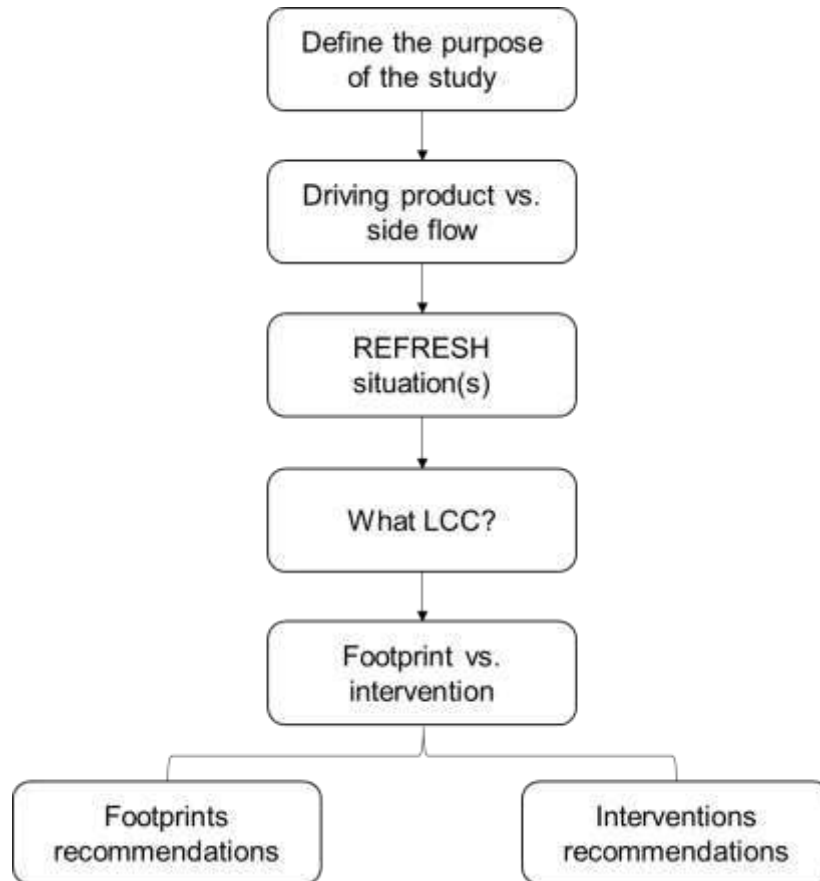


Figure 1: Framework structure.

Once the purpose and subject of the study are defined, it is important to identify the potential situation(s) to assess. A practitioner could for example want to evaluate impacts of a specific prevention measure or estimate potential costs and impacts of a prospective pilot plant. While side flows and life cycle stages may be different, any given assessment situation will share certain methodological commonalities.

To categorise systems suitable for the assessment, the concept of “REFRESH situations” (RS) has been developed (Unger *et al.*; 2016, De Menna *et al.*, 2016; and Davis *et al.*, 2017). The REFRESH situations (RS) include: Prevention of side flow (RS 1), side flow valorisation (RS 2), valorisation as part of waste management (RS 3), and end-of-life treatment (RS 4). REFRESH situations can take place at any point/process within the life cycle, within the remit of any stakeholder (including consumers) and are independent of the perspective taken, i.e. of the producer of side stream or the receiver. For each REFRESH situation, specific recommendations on setting of system boundary, functional unit(s) and handling of multi-functionality in relation to the stated problem are provided (beside other aspects). This categorization was then translated into a decision tree meant to help practitioners in the selection of relevant situations.

Since several LCC approaches exist (Hunkeler et al. 2008), another decision tree was developed for the selection of the most appropriate choice. Specifically, the integrated framework foresees the combined use of LCA and LCC. Therefore, the assessor, depending on the initial purpose and the deriving typology of costs that he might include, can choose between Conventional, Societal, and Environmental LCC. Since Conventional LCC does not have consistent boundaries with LCA while research is still needed on several aspects of Societal LCC, the Environmental LCC is the recommended approach.

Subsequently to RS and LCC approach choice, the last decision tree is related to the modelling approach to be used. In fact, depending on the question asked by the assessor, the appropriate modelling could differ. In particular, the framework builds on the distinction between attributional and consequential approaches and coherently identifies two types of studies: footprint studies and intervention studies.

Studies that are evaluating the impact deriving from a product (e.g. providing a snapshot of a valorized product from a side flow) and are not focusing on the consequences on other parts of the economy can be defined as footprint studies of side flows. Therefore, the modelling approach in this case is the attributional one. In such case, the study is usually referring all impacts on the valorized product from the side flow. Footprint studies can be carried out only for RS2, 3, and 4.

On the contrary, if the aim of the assessor is to estimate the effects of certain changes in a system (e.g. changing from waste management to the prevention of a side flow), then an intervention study should be carried out. In this case, the end/future situation (including RS1) is compared to the current situation and impacts of all changes are evaluated. Therefore, the modelling approach is consequential and the functional unit is constituted by the prevented/valorized/managed side flow.

Finally, the framework provides two sets of recommendations on selected issues for LCA and LCC, respectively for footprint and intervention studies. In the specific, indications are provided for:

- Functional unit
- System boundaries
- Multifunctionality
- Cut-off principles
- LCA inventory and cost modelling
- Impact assessment (separate and combined)
- Interpretation of results.

4. Conclusions

This study aimed to develop a consistent approach, combining LCA and LCC specifically to assess impacts of prevention of resource inefficiencies, new/novel valorisation options, and waste handling options related to side flows of the food supply chain.

Several challenges and methodological issues were identified through a literature review of LCA and LCC of FW. A specific framework was then developed to provide a step-by-step assessment guidance for food waste practitioners. Recommendations are provided on the study purpose definition, specific typologies of assessment situation(s), costing approach and methods, combined LCA and LCC modelling.

Recommendations are applicable to all levels of the waste hierarchy stating a generic order of preference for handling of side flows. The food waste hierarchy provides guidance on the identification and selection of the most preferred interventions.

This approach can support informed decision-making and in the long term promote the design of sustainable and cost-efficient interventions and more resource efficient food supply chains. Finally, food loss and waste reduction present also relevant social (e.g. availability of food) and political implications that should be considered together with the results obtained from any LCA and E-LCC.

5. Acknowledgements

This work was supported by the REFRESH (Resource Efficient Food and dRink for Entire Supply cHain) project, funded by the European Union Horizon 2020 Research and Innovation Programme under Grant Agreement No. 641933. More details on the REFRESH project can be found at <http://eu-refresh.org>.

6. References

- Corrado, S, Ardente, F, Sala, S, Saouter, E, 2017. Modelling of food loss within life cycle assessment: From current practice towards a systematisation. *J. Clean. Prod.* 140, 847–859. doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.050
- Davis J, De Menna, F, Unger, N, Östergren, K, Loubiere, M and Vittuari, M, 2017. Generic strategy LCA and LCC - Guidance for LCA and LCC focused on prevention, valorisation and treatment of side flows from the food supply chain. SP Rapport 2017:01, ISBN 978-91-88349-84-2. Accessible at: <http://eu-refresh.org/generic-strategy-lca-and-lcc>
- De Menna, F, Loubiere, M, Dietershagen, J, Vittuari, M, Unger, N 2016. Methodology for evaluating LCC. REFRESH Deliverable 5.2, ISBN: 978 - 94 - 6257 - 722 – 0
- European Commission (EC), 2008. Directive 2009/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 november 2008 on Waste Repealing Certain Directives, Official Journal of the European Union, European Commission, 2008/98/EC 22.11.2008
- European Commission (EC) Joint Research Centre – Institute for Environment and sustainability, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life

Cycle Assessment – Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg, LU.

European Commission (EC), 2013. Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. ANNEX II: Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Official Journal of European Union, European Commission, 2013/179/EU

European Commission, 2015. An EU action plan for the circular economy

FAO, 2011. Global Food Losses and Food Waste: Extent, Causes and Prevention. Rome, Italy: UN FAO. Accessible at: <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e.pdf>

FAO, 2013. Food Wastage Footprint: Impacts on Natural Resources. Rome, Italy: UN FAO. Accessible at: <http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf>

FAO, 2014. Food Wastage Footprint: Full cost-accounting, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). ISBN 978-92-5-107752-8

FUSIONS, 2014. FUSIONS Definitional Framework for Food Waste Accessible at: <http://eufusions.org/phocadownload/Publications>

Gruber, LM, Brandstetter, CP, Bos, U, Lindner, JP, Albrecht, S, 2016. LCA study of unconsumed food and the influence of consumer behavior. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 773–784. doi:10.1007/s11367-015-0933-4

Hunkeler, D, Lichtenwort, K, Rebitzer, G ed. 2008. Environmental Life Cycle Costing. Pensacola, CRC Press, ISBN 9781420054705

International Organization for Standardization (ISO) 2006. "Environmental management—Life cycle assessment: Requirements and Guidelines". ISO14044, Geneva

Kummu, M, de Moel, H, Porkka, M, Siebert, S, Varis, O, and Ward, PJ, 2012. "Lost Food, Wasted Resources: Global Food Supply Chain Losses and Their Impacts on Freshwater, Cropland, and Fertiliser Use." *Science of the Total Environment* 438: 477–489

Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, PA, Castellani, V, Serenella, S, 2016. Environmental impacts of food consumption in Europe. *J. Clean. Prod.* doi:10.1016/j.jclepro.2016.06.080

Östergren, K, 2016. From harmonised measurement to strategic action, FUSIONS framework, dataset and recommendations, presentation, May 19, EPM, 2016, accessible at <http://www.eufusions.org>

Unger N, Davis J, Loubiere, M, Östergren, K, 2016. Methodology for evaluating environmental sustainability. REFRESH Deliverable 5.1

Vittuari, M, De Menna, F, Pagani, M, 2016. The Hidden Burden of Food Waste: The Double Energy Waste in Italy. *Energies* 9, 660. doi:10.3390/en9080660

La Social Life Cycle Assessment a supporto del Supply Chain Management

Manuela D'Eusanio^{1*}, Alessandra Zamagni², Luigia Petti¹

¹Dipartimento di Economia (DEc) – Università degli Studi “G. d’Annunzio” Pescara

²Ecoinnovazione Srl, ENEA Spin-off. Via Guido Rossa 26, 35020 Ponte San Nicolò (Padova)

Email*: manuela.deusanio@unich.it

Abstract

La maggiore consapevolezza del “ruolo sociale” che compete alle imprese ha condotto alla formulazione di metodi di valutazione della sostenibilità capaci di integrare la dimensione economica, sociale e ambientale del prodotto. In questo quadro le singole imprese non competono più come entità autonome, ma sono considerate nell’intera supply chain come parte integrante di un network di imprese e relazioni orientate alla produzione di beni e servizi. L’obiettivo di questo articolo è quello di identificare gli strumenti e le metodologie di supporto alle imprese nel valutare l’intera supply chain, in una prospettiva di sostenibilità sociale. Da un’analisi preliminare della letteratura è risultato che la Social Organisational Life Cycle Assessment, vista come l’integrazione tra Social Life Cycle Assessment e Supply Chain Management, si prospetta un approccio completo per l’integrazione dei criteri relativi alla sostenibilità sociale nelle scelte attinenti alla catena di fornitura dell’organizzazione.

1. Introduzione

Negli ultimi dieci anni, le imprese hanno dedicato una buona parte della politica aziendale a strategie e iniziative sostenibili al fine di migliorare la propria responsabilità sociale (Seuring and Müller, 2008). Lo sviluppo sostenibile non rappresenta esclusivamente un approccio “ideologico” al business, bensì una visione strategica che ha indotto il riconoscimento del ruolo fondamentale della sostenibilità alla creazione del vantaggio competitivo. Perseguire una strategia a lungo termine focalizzata sulla singola azienda non è più sufficiente per competere a livello nazionale ed internazionale, bensì è necessario concentrarsi anche sul consumatore per competere su un mercato fortemente dinamico (Mcgrath, 2013), che gli consenta di soddisfare la propria domanda di beni attingendo da molteplici canali di vendita (tra cui l’e-commerce). Questo fenomeno comporta la necessità per l’impresa di includere nella propria strategia aziendale l’intera Supply Chain (SC), in modo da collocare al meglio il prodotto sul mercato, ottenendo il massimo livello di servizio per il cliente, al minimo costo possibile per l’impresa. Tra le varie iniziative sviluppate di recente, il Supply Chain Management (SCM) riveste un ruolo fondamentale per il conseguimento degli obiettivi aziendali (Ageron et al., 2012). Infatti, attraverso la gestione dei flussi energetici, di materiali, di capitali e di informazioni, nonché la cooperazione tra le organizzazioni lungo l’intera SC, è possibile rispettare gli obiettivi aziendali in termini di sostenibilità economica, ambientale e sociale (Seuring and Müller, 2008; Fallahpour et al., 2017). La SC è composta in primo luogo da processi connessi alla trasformazione di beni dell’organizzazione e al flusso delle materie prime dalla fase di estrazione fino al consumo finale, cui si

aggiungo le attività associate ai flussi informativi quali conoscenze e informazioni socio-culturali. La SC è identificata come un network di organizzazioni coinvolte in processi ed attività “upstream” e “downstream” che producono valore in forma di prodotti e servizi (Christopher, 2011; Seuring and Müller, 2008; European Commission, 2015; Martínez-Blanco et al., 2015b; Resta et al., 2016). La gestione di queste connessioni si identifica nel SCM (Christopher, 2011) che può essere considerato come un sistema relazionale unitario e integrato, costruito e realizzato da diversi attori che progettano, in ottica collaborativa, i loro comportamenti, dando vita a un sistema di decisioni e di processi orientati a integrare le attività di approvvigionamento, produzione, consegna e servizi al cliente. Secondo Christopher (1998), le organizzazioni all'interno della stessa filiera dipendono l'una dall'altra e il valore creato non è per la singola azienda della SC, ma per tutte le entità che ne fanno parte. La filiera è un “concept d'analyse” (Backel and Tallec, 2005; p. 17), che descrive i processi di produzione di un prodotto da monte a valle, comprende sia flussi fisici che monetari ed evidenzia come le politiche pubbliche, economiche e finanziarie influenzano il sistema locale e quello di settore (Lagarde and Macombe, 2013). Le aziende sono dunque consapevoli che il coinvolgimento degli attori della propria filiera (supply chain) è fattore determinante per il raggiungimento della propria sostenibilità (Ageron et al., 2012). Vi è infatti la consapevolezza della pressione esercitata dagli stakeholder, quali consumatori, comunità locale e organizzazioni non governative, nell'attribuire alle imprese la responsabilità degli impatti sociali e ambientali dei prodotti (Govindan et al., 2013). Emerge quindi la necessità di supportare le aziende, da un lato nell'adozione di pratiche sostenibili che riducano in modo progressivo gli impatti sociali e socio-economici derivanti dai processi di business, dall'altro nella creazione di intere SC improntate sulla sostenibilità. Alla luce di ciò, questo articolo propone una prima riflessione sugli strumenti analitici per la valutazione degli aspetti sociali in un'ottica di SCM, con l'obiettivo di discutere come gli impatti sociali vengono trattati in un'ottica di SCM, di valutare il ruolo dell'approccio ciclo di vita nel SCM e identificare metodologie e strumenti robusti dal punto di vista scientifico, a supporto delle imprese.

2. Gli aspetti sociali nel SCM

Al fine di identificare e valutare quale metodologia può essere più idonea per la valutazione sociale dell'organizzazione in un'ottica di SCM, è necessario procedere ad una prima indagine conoscitiva della letteratura. Ci si è posti dunque la domanda di come vengano trattati e considerati gli impatti sociali nel SCM, procedendo a un primo screening attraverso il database SCOPUS¹. La ricerca, che non è esaustiva, ma rappresenta un primo approccio alla trattazione del tema, è stata effettuata utilizzando le parole chiave “supply chain management” AND “social impact*” presenti nell'abstract, nelle parole chiave e nei titoli. Inoltre, non sono stati posti criteri di esclusione relativi all'anno di

¹ La ricerca attraverso il Database Scopus è stata conclusa nel mese di marzo 2017.

pubblicazione, lingua, Paese e tipologia del documento, includendo pertanto anche la letteratura grigia. Dall'analisi sono risultati 37 articoli, i quali sono stati successivamente selezionati sulla base della rispondenza all'obiettivo dell'analisi, arrivando così a identificare 18 articoli. La Figura 1 mostra la frequenza degli approcci e delle metodologie ricorrenti in letteratura, tra cui annoveriamo la LCA con il 39%, la Social Life Cycle Assessment (S-LCA) con il 22% seguita dalla Social Impact Assessment (SIA) (11%) e la Corporate Social

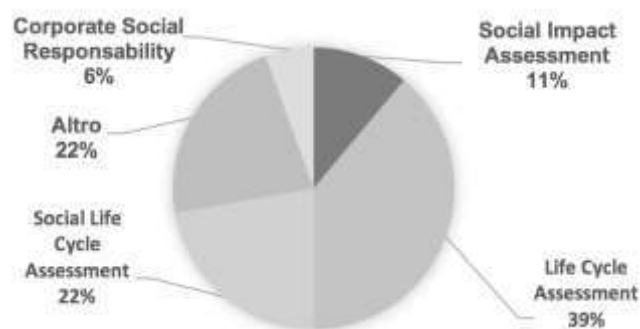


Figura 1: Frequenza degli approcci e delle metodologie rilevate in fase di screening.

Responsability (CSR) (6%). Inoltre vengono individuati (e non trattati in questo articolo) altri approcci isolati (22%), come la programmazione stocastica e probabilistica o la support decision multi-criteria.

La maggior parte di essi non trattano il SCM in un'ottica di sostenibilità sociale secondo un approccio sistemico; piuttosto pongono il focus unicamente sull'analisi e l'ottimizzazione di un singolo processo SC (i.e. Van der Horst, 2011; Pimentel et al., 2016), come ad esempio il processo di distribuzione (Vega-Mejia et al., 2016) o di approvvigionamento (Esteves and Barclay, 2011), perdendo la visione di insieme dell'organizzazione. Inoltre, gli articoli che analizzano la sostenibilità in un'ottica di SCM non pongono la concentrazione meramente sugli aspetti sociali, piuttosto analizzano le implicazioni ambientali ed economiche del caso (i.e. Hutchins and Sutherland, 2008; Zhalechian et al., 2016; Mathivathanan et al., 2017; Kogg and Mont, 2012; Kuhmaier and Stampfer, 2012; Gold, 2011; Čuček et al. 2011; Piotrowicz and Cuthbertson, 2009). Hutchins and Sutherland (2008) evidenziano come l'impresa sia spesso un punto di riferimento istituzionale all'interno della comunità, che supporta le attività filantropiche, l'assistenza sanitaria e le opportunità educative e culturali. L'integrazione volontaria delle questioni etiche nelle strategie aziendali e, quindi, nelle operazioni commerciali e nei rapporti con gli stakeholders, è alla base della Corporate Social Responsibility (European Commission, 2002; UNEP/SETAC, 2009). Gold S. (2011) evidenzia come la gestione delle attività e dei processi aziendali sono limitati alla SC interna all'azienda ma che coinvolge direttamente anche gli stakeholder esterni; allo stesso modo Mathivathana et al. (2016) sottolineano come questo fenomeno sia conseguenza di un processo di globalizzazione e di responsabilità sociale che ha alimentato l'inclusione di aspetti sociali nelle filiere. È necessaria dunque una maggiore tracciabilità della

SC (O'Rourke, 2014), attraverso metodologie idonee a comprendere le modalità con la quale deve essere esercitata la sostenibilità sociale (Kogg and Mont, 2012). O'Rourke (2014) e Pimentel et al., (2016) sottolineano l'effetto sinergico tra la LCA e il SCM: infatti quest'ultima si concentra nella gestione ottimale dei flussi, dei materiali e delle informazioni, la LCA invece permette di tradurre queste informazioni in dati utili per i *decision-maker*. Pertanto, alla luce di questa preliminare analisi è possibile constatare come la maggior parte degli articoli analizzati evidenzino la necessità di ulteriori sviluppi nella valutazione della sostenibilità sociale in un'ottica di Life Cycle Thinking.

3. La S-LCA a supporto del SCM

Il legame tra l'approccio ciclo di vita e la SC è evidente in letteratura, come evidenziato nel paragrafo 2, in quanto la SC è strettamente legata al ciclo di vita del prodotto ed è fondata sulle relazioni tra gli attori lungo l'intero ciclo di vita. Tra le metodologie con approccio ciclo di vita, la S-LCA si caratterizza per la valutazione degli aspetti sociali e socio-economici, siano essi negativi o positivi, dell'intero ciclo di vita del prodotto con l'obiettivo di migliorare il benessere degli stakeholder attraverso il miglioramento della performance dell'organizzazione (Petti et al., 2016). Il framework proposto dalle Guidelines UNEP/SETAC (2009) è strettamente correlato all'LCA, ma differisce per la presenza di cinque categorie di *stakeholder* coinvolti nel ciclo di vita, che rappresentano la base per la definizione delle *subcategories* utilizzate nella valutazione degli aspetti sociali. Inoltre individuano sei *impact categories* che identificano l'aspetto sociale d'interesse per gli stakeholder (e.g. diritti umani, condizioni di lavoro, salute e sicurezza). Una valutazione sociale è prettamente dominata dalla presenza di dati qualitativi o semi-quantitativi che rendono artificiosa la valutazione dell'impatto sociale del prodotto. In tal caso la prospettiva aziendale è al centro della S-LCA, in quanto la natura stessa dei dati induce a una valutazione degli impatti sociali secondo il comportamento posto in essere dall'azienda rispetto ai propri stakeholder. La S-LCA è uno strumento conoscitivo e di gestione della SC che, individuando le relazioni al suo interno e valutando gli impatti sociali e socio-economici, permette di acquisire le informazioni necessarie per localizzare i punti critici della SC in un'ottica di sostenibilità sociale.

La S-LCA è infatti una metodologia che permette di cogliere queste relazioni e informazioni nella fase di inventario e di valutare successivamente la sostenibilità sociale della SC attraverso indicatori socio-economici. Devono essere dunque favorite le interazioni tra la S-LCA e il SCM in quanto sinergiche tra di esse, affinché sia possibile acquisire una migliore comprensione degli impatti sociali nelle decisioni operative (Blass and Corbett, 2017; O'Rourke, 2014; Pimentel et al., 2016). A livello organizzativo, l'approccio ciclo di vita viene già applicato per la valutazione del potenziale impatto ambientale attraverso la metodologia Organisational Life Cycle Assessment (O-LCA) (UNEP/SETAC, 2015). Nel 2014, a livello globale, è stata introdotta la ISO/TS 14072 (ISO, 2014) seguita nel 2015 dalla pubblicazione della "Guidance on Organizational Life Cycle Assessment" sviluppata dall'UNEP/SETAC Life Cycle

Initiative (Martínez-Blanco et al. 2015b; Resta et al. 2016), e preceduta dall'iniziativa della Commissione Europea sull'Organization Environmental Footprint (OEF) (European Commission, 2013). La O-LCA consiste nella valutazione di input, output e potenziali impatti ambientali delle attività dell'intera organizzazione, oppure di una parte di essa (divisione di business, un brand, un'area geografica oppure un singolo stabilimento), in una prospettiva di ciclo di vita. Nella O-LCA l'organizzazione è costituita non solo dalle attività dirette, bensì anche dall'intero basket di prodotti/servizi che realizza e vende sul mercato. L'ampliamento del sistema valutato acquisisce i vantaggi e le potenzialità della LCA, ma nel contempo presenta una maggiore complessità poiché i cicli di vita dei prodotti da analizzare sono molteplici (Martínez-Blanco et al., 2015a). Il framework di questa metodologia può essere adattato alla dimensione sociale della sostenibilità al fine di supportare il processo di decisionale dei manager, come proposto nella Social Organisational Life Cycle Assessment (SO-LCA). La SO-LCA si caratterizza per avere la struttura analitica della O-LCA, estesa però agli aspetti sociali, secondo i requisiti della S-LCA (UNEP/SETAC, 2015; Martínez-Blanco et al., 2015c).

Come evidenziato nella Figura 2, la SO-LCA è composta concettualmente dai seguenti elementi:

- gli Standard Globali di Sostenibilità (come il GRI, SA8000, AA1000, SIA) che contribuiscono a fornire indicatori sociali a livello organizzativo;
- la S-LCA, che apporta la metodologia della valutazione sociale di un prodotto secondo Life Cycle Thinking;
- la O-LCA da cui è fornita la guida per la valutazione di sostenibilità a livello organizzativo.

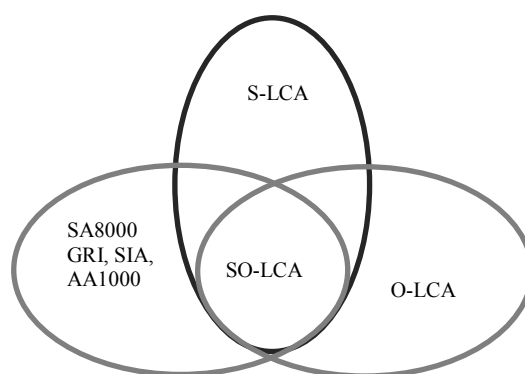


Figura 2: Composizione concettuale della SO-LCA.

Il framework proposto nella SO-LCA è adattato secondo la O-LCA e la S-LCA e sono proposte quattro fasi: *Goal and Scope Definition*, *Life Cycle Inventory (LCI)*, *Life Cycle Impact Assessment (LCIA)* e *Interpretation* (Martínez-Blanco et al. 2015c). È importante quindi sia identificare il portfolio prodotti, sia definire i cambiamenti nella rete dei fornitori e dei partner commerciali coinvolti. Il

principale ostacolo di questo approccio risiede nella dimensione del portfolio prodotti e nell'ampiezza del sistema da valutare. Infatti, acquisire dati primari su tutte le organizzazioni coinvolte nella SC richiede considerevoli risorse, sia economiche che temporali (Paragahawewa et al. 2009; UNEP/SETAC, 2009; Chhipi-Shrestha et al. 2015). A differenza della CSR, la SO-LCA non pone il focus sull'azienda, ma sul suo paniere di prodotti in un'ottica di ciclo di vita (UNEP/SETAC, 2009); questa metodologia, inoltre, può influenzare e rendere operativo il concetto di CSR. Attraverso una gestione unitaria dei flussi fisici, delle conoscenze e delle informazioni, si ottiene un'ottica sinergica fondata sulla collaborazione del network delle imprese della SC il cui scopo è evitare il sovrapporsi di attività (che, invece di creare valore, lo distruggono) (Fadda, 2008). Attraverso una valutazione sociale a livello organizzativo è possibile quindi identificare quelle aree dell'organizzazione che sono a rischio per gli stakeholder e intervenire in modo efficace su di esse, al fine di migliorare gli impatti positivi sociali (UNEP/SETAC, 2015).

4. Conclusioni

Da una prima indagine conoscitiva della letteratura è stato rilevato come sia presente un gap nella valutazione e trattazione degli impatti sociali nel SCM e di come l'integrazione della S-LCA nel SCM possa essere una valida metodologia a supporto delle imprese. La SO-LCA sostiene l'organizzazione nei processi decisionali, ottimizzando gli sforzi e le risorse aziendali al fine di acquisire la visione della sostenibilità sociale del proprio portfolio prodotti. Stringendo rapporti più stretti con i fornitori e investendo in opportunità di miglioramento sociale ed economico, le aziende ottengono benefici derivanti da una SC più sostenibile, incrementando produttività ed efficienza dell'azienda. Questo approccio permette di individuare un processo decisionale per aiutare le imprese ad acquisire benefici sociali e competitivi. Si tratta dunque di un processo che supporta decisioni informate sui potenziali impatti sociali dei processi e consente inoltre l'identificazione di opportunità di miglioramento. Ad esempio, identificare hotspot sociali in tutta la SC, monitorare le prestazioni sociali nel tempo, supportare le decisioni strategiche dei top management. La valutazione SO-LCA permetterà quindi di acquisire un bagaglio di conoscenze e competenze in grado di rilevare e valutare gli impatti sociali e socio-economici, in modo da individuare i punti critici della SC e intervenire su di essi. In questa direzione diventa fondamentale creare un modello replicabile all'interno delle aziende, idonei a valutare la sostenibilità sociale di una SC affinché la qualità e la continua ricerca di innovazione del prodotto siano i mezzi per raggiungere contemporaneamente il benessere sociale e il vantaggio competitivo per l'azienda.

Grazie ad una visione olistica della SC è possibile creare delle relazioni tra settori economici nelle reti di tutti il mondo, apportando un valore significativo per l'industria, il Governo e la comunità. Ricerche future saranno condotte per fornire una revisione sistematica della letteratura in questo campo e implementare la SO-LCA nel settore agroalimentare italiano, al fine di

intercettare i limiti della metodologia e definire un modello in modo tale da valutare sistematicamente il profilo sociale dell'organizzazione e della propria SC. In tal modo sarà possibile monitorare le prestazioni sociali nel tempo, iniziando da quelle positive capaci di generare un *loop* di buone pratiche tese anche a ridurre quelle negative. Inoltre, una comune visione strategica tra gli attori della SC permetterà di garantire contemporaneamente prestazioni economiche e sociali, in modo da assicurare la sostenibilità sociale come parte attiva della SCM. I benefici non saranno solo nel miglioramento della gestione della SC in un'ottica di sostenibilità sociale, bensì coinvolgeranno il miglioramento degli assets intangibili, la soddisfazione del cliente e la redditività aziendale.

5. Bibliografia

- AccountAbility, 2015. The AA1000 standards. <https://www.accountability.org/standards/>
- Ageron, B, Gunasekaran, A, Spalanzani, A, 2012. Sustainable supply management: An empirical study. *Intern J Prod Econ.* 140,168–182.
- Albrecht, S, Brandstetter, P, Beck, T, et al., 2013. An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *Int J Life Cycle Assess.* 18,1549–1567.
- Bockel, L, Tallec, C, 2005. L'approche filière: Analyse fonctionnelle et identification des flux, FAO, EasyPol module 043.
- Blass, V, Corbett, CJ, 2017. Same Supply Chain, Different Models. Integrating perspective form LCA and SCM. *Journal Of Industrial Ecology.*
- Camero, C, Sowlati, T., 2014. Assessment and optimization of forest biomass supply chains from economic, social and environmental perspectives- a review of literature.
- Christopher, M, 1998. Logistics and Supply Chain Management: Strategies for Reducing Cost and Improving Service. Financial Times/Pitman.
- Christopher, M, 2011. Logistics & supply chain management, Fourth edi. Great Britain.
- Čuček L, Klemes, JJ, Varbanov, PS, Kravanja, Z, 2011. Life cycle assessment and multi-criteria optimization of regional biomass and bioenergy supply chains. *CET.* 25,575-580.
- Esteves, AM, Barclay, MA, 2011. Enhancing the benefits of local content: Integrating social and economic impact assessment into procurement strategies. *Impact Assessment And Project Appraisal*, 29(3),205-215.
- European Commission, 2002. Communication: Corporate Social Responsibility: A Business Contribution to Sustainable Development. Commission of the European Communities, Brussels
- European Commision, 2013. Commission Recommendation of 9 April 2013 on the Use of Common Methods to Measure and Communicate the Life Cycle Environmental Performance of Products and Organisations.
- European Commission, 2015. User guide to the SME Definition. Luxembourg.
- Fadda, L, 2008. Vari aspetti dell'outsourcing logistico in ambito supply chain. *ImpresaProgetto* 1:1–36.
- Fallahpour, A, Olugu, EU, Musa, SN, et al., 2017. A decision support model for sustainable supplier selection in sustainable supply chain management. doi: 10.1016/j.cie.2017.01.005
- Glover, JL, Champion, D, Daniels, KJ, Dainty, AJD, 2014. An Institutional Theory perspective on sustainable practices across the dairy supply chain. *Intern J Prod Econ.* 152,102–111.
- Gold, S, 2011. Bio-energy supply chains and stakeholders. *Mitigation and Adaptation Strategies*

for Global Change. 16(4), 439-462.

Govindan, K, Khodaverdi, R, Jafarian, A, 2013. A fuzzy multi criteria approach for measuring sustainability performance of a supplier based on triple bottom line approach. *J Clean Prod.* 47,345–354.

GRI, 2013. Sustainability reporting guidelines, G4. Global Reporting Initiative,

Hutchins, M.J, Sutherland, J.W. 2008. An exploration of measures of social sustainability and their application to supply chain decisions. *Journal of Cleaner Production.* 16(15), 1688-1698.

ISO, 2010. ISO 26000:2010. Guidance on Social Responsibility, Geneva.

Kogg, B, Mont, O, 2012. Environmental and social responsibility in supply chains: the practise of choice and inter-organisational management. *Ecological Economics.* 83,154-163.

Kühmaier, M, Stampfer, K, 2012. Development of multi-criteria decision support tool for energy wood supply management. *Croatian Journal of Forest Engineering.* 33(2), 181-198.

Lagarde, V, Macombe, C, 2013. Designing the social life cycle of products from the systematic competitive model. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18 (1), 172-184.

Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2015a. Scoping organizational LCA—challenges and solutions. *Int J Life Cycle Assess* 20:829–841.

Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2015b. Halfway Point in the Flagship Project “LCA of Organizations” by UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *J Life Cycle Assessment, Japan* 11:1–7.

Martínez-Blanco, J, Lehmann, A, Chang, YJ, Finkbeiner, M, 2015c Social organizational LCA (SOLCA): a new approach for implementing social LCA. *Int J Life Cycle Assess.* 20,1586–1599.

Mathivathanan, D, Kannan, D, Haq, AN, 2017. Sustainable supply chain management practices in Indian automotive industry: a multi-stakeholder view. *Resources, Conservation and Recycling.* Article in press.

Mcgrath, RG, 2013. Transient advantage. *Business Harvard Review.* The June 2.

Moxham, C, Kauppi, K, 2014. Using organisational theories to further our understanding of socially sustainable supply chains: the case of fair trade. 19(4), 413-420.

Neppach, S, Nunes, KRA, Schebek, L, 2015. Organizational Environmental Footprint in German construction companies. *J Clean Prod.* 142,78–86.

O'Rourke, D. 2014. The science of sustainable supply chains. *Science*, 344, 1124-1127.

Petti, L, Serreli, M, Di Cesare S, 2016. Systematic literature review in social life cycle assessment. *Social LCA in progress.* *Int J Life Cycle Assess.* DOI 10.1007/s11367-016-1135-4

Pimentel, BS, Gonzalez, ES, Barbosa, GNO, 2016. Decision-support models for sustainable mining networks: fundamentals and challenges. *Journal Of Cleaner Production*, 112, 2145-2157.

Piotrowicz, W, Cuthbertson, R 2009. Sustainability-a new dimension in information systems evaluation. *Journal of Enterprise Information Management*, 22(5), 492-503.

Resta, B, Gaiardelli, P, Pinto, R, Dotti, S, 2016. Enhancing environmental management in the textile sector: An Organisational-Life Cycle Assessment approach. *J Clean Prod.* 135,620–632.

SAI (2015) Social Accountability International. SA8000 Standard.

Seuring, S, Müller, M, 2008. From a literature review to a conceptual framework for sustainable supply chain management. *J Clean Prod.* 16,1699–1710.

UNEP/SETAC, 2015. Guidance on Organizational Life Cycle Assessment. Life-Cycle Initiative, United Nations Environment Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry, Paris, France.

UNEP/SETAC, 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products. Life-Cycle Initiative, United Nations Environment Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry, Paris, France.

UNEP/SETAC, 2013. The Methodological Sheets for Sub-categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA). Life-Cycle Initiative, United Nations Environment Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry, Paris, France,

Van der Horst, D, Vermeylen, S, 2011. Spatial scale and social impacts of biofuel production. Biomass and Bioenergy. 35(6), 2435-2443.

Vega-Mejía, CA, Montoya-Torres, JR, Islam, SMN, 2016. Classification of economic, environmental and social factors in vehicle loading and routing operations. ILS 2016.

Strategia Nazionale di Specializzazione Intelligente, 2016 Ministeo dello Sviluppo Economico e Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca. Italia.

Zhalechian, M, Tavakkoli-Moghaddam, R, Zahiri, B, Mohammadi, M, 2016. Sustainable design of a closed-loop location-routing-inventory supply chain network under mixed uncertainty. Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review. 89,182-214.

LCA di prodotto-servizio: il caso di studio di un lavamoto automatico

Giovanni Dotelli^{1*}, Emanuela Viganò^{1,2}

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

²CESI S.p.A., Via Raffaele Rubattino, 54, 20134 Milano, Italia

Email*: giovanni.dotelli@polimi.it

Abstract

Il presente studio ha per oggetto l'applicazione della metodologia LCA ad un impianto di lavaggio automatico di motocicli, prodotto da un'azienda lombarda, Vema srl. Questo impianto sembra essere il primo nel suo genere a livello europeo, se non mondiale; non appena messa in commercio la macchina, l'azienda produttrice ha ricevuto infatti ordini anche dal Sud America, dalla Francia e dall'India. L'innovazione portata da questa macchina è quella di aver spostato specificamente sui motocicli il sistema di lavaggio automatico tipico delle automobili (tunnel ad avanzamento automatico), andando a riempire, economicamente, una nicchia di mercato ancora vuota. Tradizionalmente il lavaggio di motocicli viene svolto manualmente, mentre questo prodotto consente di lavare in maniera autonoma il proprio mezzo con un intervento manuale minimo ed una notevole riduzione dei consumi di acqua attraverso un sistema di riciclo.

1. Introduzione

In letteratura una analisi LCA specifica del processo di motolavaggio automatico non è reperibile. Recentemente è comparso (Liu et al., 2015) uno studio LCA di un'automobile, escludendo il solo fine vita/riciclo, in cui si analizza il consumo di energia, l'uso di acqua e le emissioni inquinanti del ciclo di vita dell'industria automobilistica cinese. Nel ciclo di vita è compresa la fase di uso includendo anche la manutenzione del veicolo, e sebbene non sia richiamato esplicitamente il lavaggio né siano forniti dati precisi su quest'ultimo, nelle conclusioni si indica che il miglioramento del riutilizzo dell'acqua di lavaggio può portare grossi benefici. In uno studio ancor più recente, dedicato all'impronta idrica della Ford Focus nelle versioni benzina ed elettrica, non si conteggiano i consumi di acqua per la manutenzione ordinaria durante l'uso (Kim et al., 2016). Al contrario, il problema ambientale derivante dallo scarico delle acque di lavaggio auto è comunque percepito a livello internazionale. Ad esempio, è stato studiato l'impatto delle acque di lavaggio di autoveicoli sul circuito di raccolta delle acque meteoriche in ambiente urbano nella città di Tolosa (Breton et al., 2010; Sablayrolles et al., 2010). In Brasile sono stati valutati i benefici del riutilizzo delle acque derivanti dal lavaggio delle auto sul sistema di gestione delle acque urbane (Zaneti et al., 2012). A conferma della rilevanza del problema, inoltre, negli ultimi anni sono stati studiati dei sistemi più sofisticati di trattamento delle acque provenienti dal lavaggio delle auto quali elettro-coagulazione ed elettro-ossidazione (Bazrafshan et al., 2012; El-Ashtoukhy et al., 2015; Gomes et al., 2016; Mohammadi et al., 2017; Panizza and Cerisola, 2010; Rubí-Juárez et al., 2015), ultrafiltrazione e nanofiltrazione (Lau et al., 2013).

Il presente lavoro studia un nuovo tipo di macchinario presente da poco sul mercato nazionale e internazionale, che offre interessanti aspetti ambientali relativi ai consumi energetici ridotti e al ricircolo di acqua e analizza, in ottica LCA, un processo - il lavaggio automatico di veicoli - non ancora presente in letteratura. L'analisi è parziale poiché si dedica solamente alla valutazione di un autolavaggio per motociclette (nessun altro tipo di veicolo) facendo riferimento ad uno specifico macchinario, il PH7-BIKE prodotto e commercializzato da Vema srl (Viganò, 2015). Lo studio attuale vuole essere un esempio della applicazione della metodologia LCA a quel settore di **sistemi prodotto/servizio (PSS)** che sta acquistando una rilevanza sempre maggiore nelle economie occidentali e per il quale sempre più spesso si parla di sostenibilità a tutto tondo (Annarelli et al., 2016; Vezzoli et al., 2015). Nella contingente crisi economica e ambientale, infatti, le opportunità di business risiedono nello sviluppare/ scoprire/ individuare dei sistemi che siano capaci di rispondere a delle domande specifiche di prodotti tramite servizi, sistemi in grado quindi di creare valore svincolandolo dall'aumento del consumo di materiali ed energia, diminuendo pertanto l'impatto ambientale dei sistemi tradizionali di produzione e consumo.

2. Il sistema di autolavaggio

Per sistema di autolavaggio si intendono gli impianti predisposti al lavaggio automatico (tunnel ad avanzamento automatico) o parzialmente automatizzato (impianti a box self-service) dei veicoli. Queste configurazioni sono sicuramente da preferire ad un lavaggio di tipo manuale sia per il tempo necessario che per i consumi di acqua, entrambi inferiori. I dati che emergono da uno studio realizzato dall'Osservatorio Autopromotec nel 2011 (Osservatorio Autopromotec, 2011) parlano di sedici milioni di metri cubi d'acqua annui impiegati per effettuare una media di tre lavaggi all'anno dei più di 36 milioni di autovetture che circolano attualmente in Italia. Di norma per lavare un'auto occorrono mediamente 150 litri d'acqua, mentre per il lavaggio di un camion si arriva a 600. Questi consumi possono essere abbattuti (fino ad arrivare all'utilizzo di 50/60 litri per automobile) solo attraverso l'utilizzo e il miglioramento degli impianti di autolavaggio che assicurano un corretto risparmio e riutilizzo dell'acqua.

2.1. Impianto automatico lavamoto PH7 BIKE

L'oggetto dello studio è un dispositivo di lavaggio per motociclette - o lavamoto - denominato PH7-BIKE. Si tratta di un dispositivo elettromeccanico costituito di due moduli, fra loro integrati ma indipendenti (Figura 1): il vano tecnico e la cabina, al cui interno avviene il lavaggio.

La struttura è in acciaio inox ed alluminio, completa di base di sostegno, rampa, griglia, vasca di contenimento e di scarico, piedini di appoggio regolabili, pannelli laterali e chiusura frontale con finestre trasparenti. L'impianto è di tipo trasportabile, removibile, indipendente e viene solitamente consegnato già assemblato. Esso può essere posizionato praticamente ovunque, su superfici piane. Il vano tecnico ancorché collegato alla cabina, può essere posizionato anche in un'area separata. Non vi è necessità di opere edili né di

alcuna infrastruttura fissa. Anche l'installazione è molto semplice. Effettuata la posa nel punto prescelto, è sufficiente la semplice connessione alla rete idraulica (carico e scarico) e a quella elettrica, in punti determinati dell'impianto stesso. L'impianto in configurazione standard è progettato e costruito con entrata/uscita sul medesimo lato (quello frontale). L'impianto prevede il ricircolo dell'acqua di lavaggio, che, opportunamente filtrata, viene recuperata nel serbatoio principale di accumulo, per successivi utilizzi, senza soluzione di continuità, con una autonomia pressoché completa. Periodicamente, al termine degli utilizzi, l'acqua utilizzata è scaricata in fognatura previo trattamento di filtrazione e depurazione (in ottemperanza alle normative vigenti).



Figura 1: Struttura impianto motolavaggio: vano tecnico (a sinistra); cabina (a destra).

2.2. Il ciclo di lavaggio standard

L'impianto consente il lavaggio delle motociclette attraverso un ciclo automatico eventualmente integrato da una fase iniziale manuale. La moto deve essere posizionata dall'operatore o dal cliente nella corretta posizione di lavaggio. Dopo avere eseguito l'eventuale fase manuale di lavaggio cerchi, l'operatore esce dalla cabina di lavaggio che per ragioni di sicurezza viene chiusa e il ciclo di lavaggio procede automaticamente. Al termine delle operazioni la cabina viene aperta e l'operatore rimuove la motocicletta. Il processo di lavaggio si ritiene quindi

concluso. Il ciclo di lavaggio standard, al quale fa riferimento lo studio, comprende una fase manuale (fase 0) e una sequenza di 6 fasi automatiche. Ogni fase del ciclo automatico è programmata in fabbrica con durate prefissate, modificabili su richiesta. Il dettaglio del ciclo di lavaggio standard adottato nello studio è riportato in Tabella 1.

2.3. Sistema di gestione dell'acqua

Il motolavaggio è dotato di un serbatoio a due stadi di accumulo dell'acqua di lavaggio e un serbatoio di accumulo dell'acqua proveniente dall'impianto di osmotizzazione. Nel serbatoio a due stadi vi è una sezione di accumulo dell'acqua pulita, che alimenta il sistema di lavaggio in cabina, e una sezione di accumulo dell'acqua sporca raccolta dal fondo della cabina di lavaggio. Vi è poi un secondo circuito dedicato all'acqua osmotizzata. I due circuiti sono separati, ma l'acqua osmotizzata utilizzata nella fase di Detergenza, Ceratura e Risciacquo (cfr. Tabella 1) confluisce nel circuito di lavaggio, essendo raccolta anch'essa dal fondo della cabina di lavaggio.

Nel complesso vi sono due circuiti acque:

- [1] il circuito di acqua di lavaggio che funziona a circuito chiuso con riciclo totale e che viene alimentato da acqua di rete; in media l'acqua di tale circuito viene cambiata ogni x lavaggi;
- [2] il circuito dell'acqua osmotizzata che funziona con prelievo diretto dalla rete e senza ricircolo.

Il volume di acqua utilizzato in media per un ciclo completo di lavaggio è circa 273 L, di cui 252 di acqua di ricircolo e 21 di acqua osmotizzata. L'acqua totale utilizzata ad ogni lavaggio viene completamente recuperata e riciclata (post filtrazione); le minime perdite per evaporazione che si hanno ad ogni lavaggio vengono compensate dall'integrazione di acqua osmotizzata. L'evaporazione, poiché di entità risibile, non è stata considerata all'interno dei confini del sistema.

Tabella 1: Ciclo di lavaggio standard.

Fase	Descrizione	Materiali	Durata [s]	Note
0	Prelavaggio cerchi/moscerini	Acqua di rete (2L) – 83 g/min detergente	60	manuale [facoltativa]
1	Applicazione detergente	Acqua osmotizzata (1L) 83 g/min shampoo	60	automatica
2	Pausa per azione detergente	-	30	automatica
3	Risciacquo	Acqua di ricircolo (250L)	60	automatica
4	Applicazione cera	Acqua osmotizzata (20L) –cera 16 g/min	60	automatica
5	Pausa per azione cera	-	30	automatica
6	Asciugatura con acqua forzata	Aria	120	automatica
Fasi 0 - 6	Ciclo standard		420	Durata media

3. La metodologia LCA

Lo studio è stato eseguito in conformità con la metodologia definita dagli standard ISO (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) e adotta la prospettiva “*from cradle to grave*”, dalla culla alla tomba.

3.1. Unità funzionale

L'unità funzionale adottata è il singolo lavaggio. Il tempo di vita della macchina PH7 è stato scelto di 15 anni, in base all'esperienza nel settore del produttore, anche se non ci sono dati di letteratura a supporto di questa ipotesi poiché l'impianto è appena stato realizzato. Il calcolo del numero di lavaggi durante la vita della macchina è riassunto in

Tabella 2.

3.2. Confini del sistema

Ai fini dello studio, la vita del sistema di motolavaggio PH7-BIKE è stata suddivisa nelle fasi riportate in Figura 2, e comprende la produzione dei componenti, il trasporto primario, l'assemblaggio, il trasporto secondario, il montaggio, l'uso, la manutenzione, lo smontaggio, il trasporto terziario, il trattamento di fine vita.

La raccolta dati è stata effettuata nel mese di ottobre 2015 e i dati relativi alla fase centrale si riferiscono all'anno solare precedente, il 2014. L'azienda è situata in Italia e i dati relativi ai consumi di acqua e di energia si riferiscono all'Italia. Gli altri dati non sono sito-specifici, ma laddove possibile sono relativi all'area geografica europea. Solo in mancanza di dati europei si è fatto ricorso a dati medi globali.

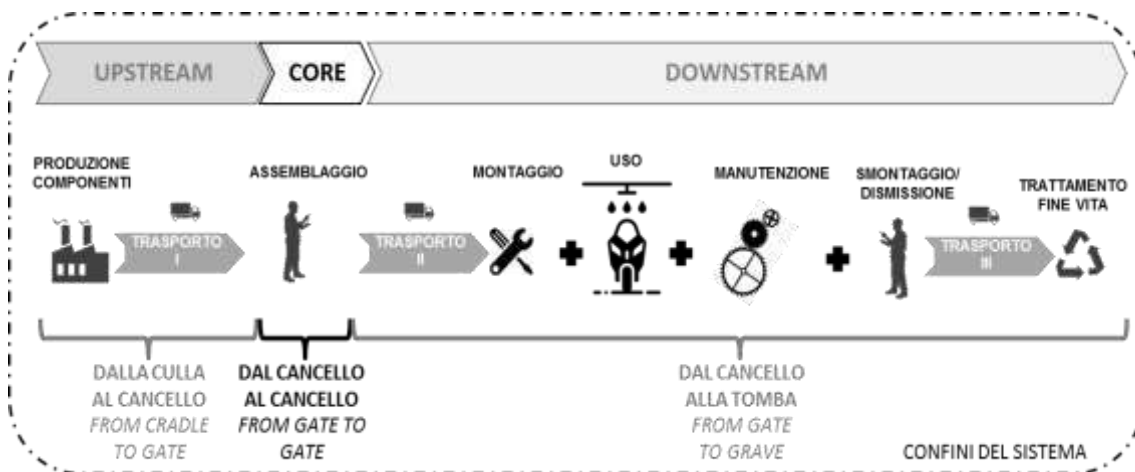


Figura 2: Fasi della vita del motolavaggio.

3.3. Allocazione

Le uniche procedure di allocazione eseguite riguardano i consumi di energia, di acqua, di gas metano, di materiali ancillari e lo smaltimento di rifiuti operate nella

fase di produzione di PH7-BIKE nello stabilimento VEMA di Seregno. L'allocazione è di tipo fisico e la variabile utilizzata è il tempo di produzione di PH7-BIKE rispetto alle ore di lavoro annue medie. L'allocazione dei consumi è stata fatta considerando il numero di ore-uomo necessarie all'assemblaggio di un impianto PH7-BIKE in rapporto alle ore totali di lavoro-operaio effettuate nel corso di un anno. Si ipotizza infatti che tutte le lavorazioni effettuate in azienda siano confrontabili, e gli operai siano costantemente impegnati nella realizzazione di un prodotto.

Tabella 2: Calcolo numero lavaggi.

Quantità	Unità	Note
10	lav/gg	lavaggi giornalieri
312	gg/anno	giorni operativi impianto
15	anni	anni di vita media impianto
46800	lavaggi	lavaggi nella vita

3.4. Analisi di inventario

Per quanto riguarda la produzione dei componenti e degli imballaggi, la macchina è costituita da circa 120 componenti, i cui materiali sono stati accorpati in macrocategorie; le tipologie di materiali, le masse e la distribuzione percentuale si possono rilevare in Tabella 3.

Tabella 3: Inventario dei componenti della macchina suddivisi per macrocategorie di materiali.

Categoria	Massa [kg]	%
Alluminio	822.8	51.1%
Acciaio	380.5	23.6%
Ottone	6.4	0.4%
Componenti elettrici	3.4	0.2%
Cavi	9.7	0.6%
Polimeri	187.2	11.6%
Gomma	4.3	0.3%
Legno	197.0	12.2%
TOTALE	1611.2	100.0%

Per i trasporti primari, dei componenti dalle aziende produttrici alla sede di assemblaggio, sono state considerate le distanze reali e i mezzi di trasporto indicati dai produttori.

Per il trasporto secondario si sono considerati diversi scenari geografici sulla base delle effettive spedizioni effettuate, ottenendo dei valori medi a livello Italiano, Europeo ed Extra Europeo. Per brevità nel presente lavoro si riportano i risultati relativi ad una destinazione Europea media, ipotizzando una macchina imballata trasportata su strada con tir di grandi dimensioni.

Per quanto riguarda i trasporti terziari (ovvero legati al trasporto dei componenti alla loro destinazione di fine vita, si precisa che lo smantellamento della macchina a fine vita è a carico dell'acquirente; si ipotizza quindi che tutte le destinazioni scelte, a prescindere dal tipo di fine vita, si trovino entro un raggio di 50 km dalla sede dell'attività.

3.5. Analisi degli impatti

Gli impatti sono stati valutati con il metodo multicategoria "Recipe Midpoint Hierarchist/Europe (v1.12)" in quanto copre un ampio spettro di categorie di impatto; a questa analisi è stata aggiunta anche la valutazione dell'energia con il metodo "Cumulative Energy Demand (v1.09).

4. Risultati

I risultati degli impatti sono presentati accorpendo per brevità i dati delle unità di processo nei seguenti due gruppi: "Materiali e Assemblaggio" (Upstream e Core in Figura 2) e "Downstream" (Figura 2).

I risultati dell'analisi CED rivelano che le unità di processo appartenenti alla fase di Downstream dominano in tutte le categorie di energia (Figura 3). Il consumo totale di energia è 40.9 MJ/UF di cui 32.0 MJ/UF da fonti non rinnovabili (78%).

I risultati dell'analisi degli impatti con Recipe (Figura 4) confermano solo in parte quanto già osservato con l'analisi energetica: le fasi che hanno impatti maggiori sono quelle di "Downstream" nella maggior parte delle categorie di impatto, mentre in alcune - come *Metal depletion*, *Marine Ecotoxicity* e *Human Toxicity* - prevalgono le fasi di "Materiali e Assemblaggio".

5. Conclusioni

Lo studio qui presentato si colloca in quel settore a cavallo tra prodotti e servizi (Product Service Systems, PSS) per il quale sono ben note le difficoltà di esecuzione di uno studio LCA (Kjaer et al., 2016), in particolare in termini di identificazione del sistema di riferimento, dell'unità funzionale e dei confini del sistema. Il lavoro presente ha cercato di rappresentare un primo studio nel settore del lavaggio automatico dei motocicli, laddove anche il settore dell'autolavaggio automatico è ancora inesplorato dal punto di vista della LCA nonostante il riconoscimento della rilevanza dei problemi ambientali ad esso connessi.

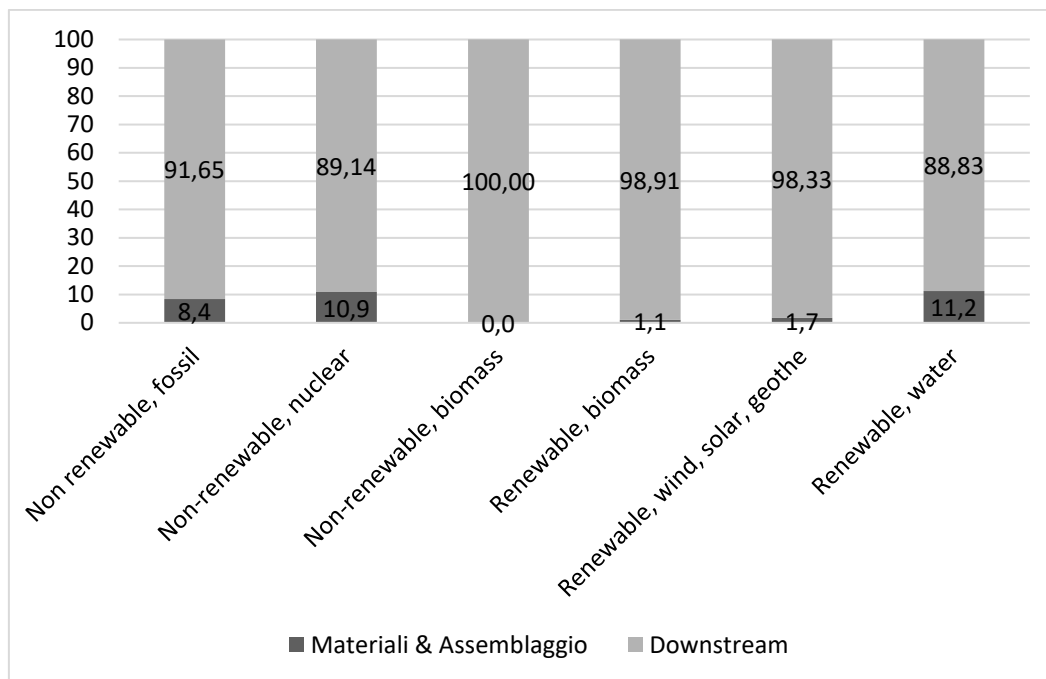


Figura 3: Contributi percentuali delle diverse fonti energetiche (Metodo CED).

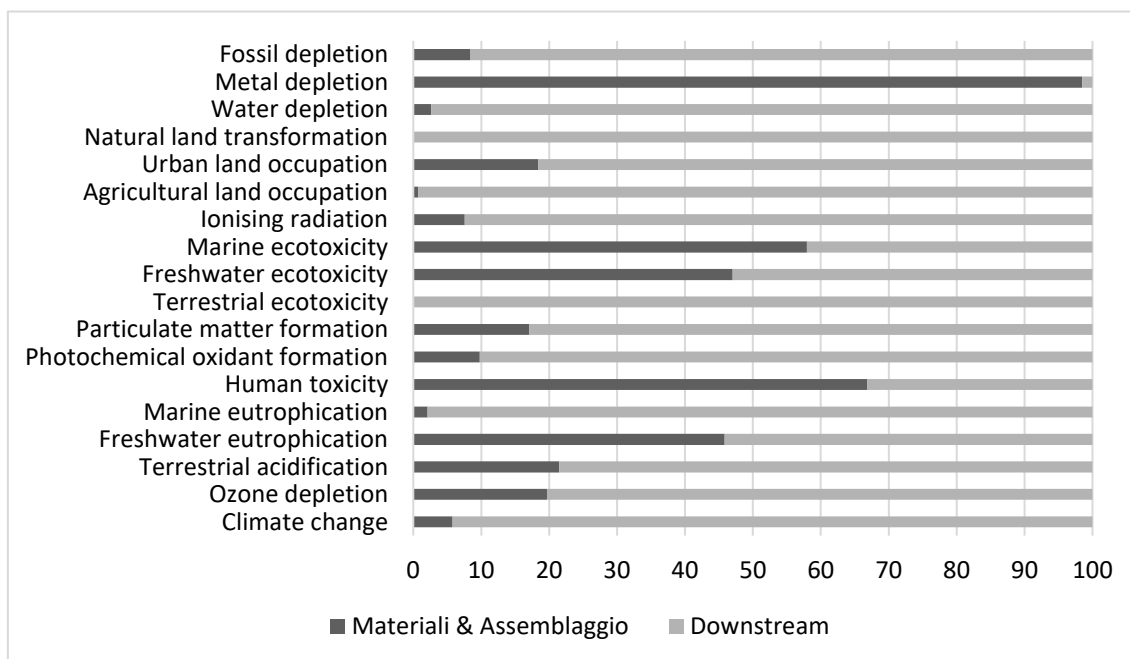


Figura 4: Contributi percentuali delle 18 categorie di impatto (Metodo Recipe).

6. Bibliografia

- Annarelli, A, Battistella, C, Nonino, F, 2016. Product service system: A conceptual framework from a systematic review. *J Clean Prod.* 139, 1011-1032.
- Bazrafshan, E, Mostafapoor, F, Soori, MM, Mahvi, AH, 2012. Application of combined chemical coagulation and electro-coagulation process for carwash wastewater treatment. *Fresenius Environ. Bull.* 21, 2694-2701.
- Breton, A, Vialle, C, Montrejaud-Vignoles, M, Cecutti, C, Vignoles, C, Sablayrolles, C, 2010. Contribution of car, truck, bus and subway wash station discharges to stormwater pollution (Toulouse, France). *Fresenius Environ. Bull.* 19, 1954-1962.
- El-Ashtoukhy, ESZ, Amin, NK, Fouad, YO, 2015. Treatment of real wastewater produced from Mobil car wash station using electrocoagulation technique. *Environ. Monit. Assess.* 187.
- Gomes, AJ, Das, KK, Jame, SA, Cocke, DL, 2016. Treatment of truck wash water using electrocoagulation. *Desalin. Water Treat.* 57, 25991-26002.
- ISO 14040, 2006. UNI EN ISO 14040:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework
- ISO 14044, 2006. UNI EN ISO 14044:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines
- Kim, HC, Wallington, TJ, Mueller, SA, Bras, B, Guldberg, T, Tejada, F, 2016. Life Cycle Water Use of Ford Focus Gasoline and Ford Focus Electric Vehicles. *J. Ind. Ecol.* 20, 1122-1133.
- Kjaer, LL, Pagoropoulos, A, Schmidt, JH, McAloone, TC, 2016. Challenges when evaluating Product/Service-Systems through Life Cycle Assessment. *J Clean Prod.* 120, 95-104.
- Lau, WJ, Ismail, AF, Firdaus, S, 2013. Car wash industry in Malaysia: Treatment of car wash effluent using ultrafiltration and nanofiltration membranes. *Sep. Purif. Technol.* 104, 26-31.
- Liu, Y, Liu, Y, Chen, J, 2015. The impact of the Chinese automotive industry: scenarios based on the national environmental goals. *J Clean Prod.* 96, 102-109.
- Mohammadi, MJ, Takdastan, A, Jorfi, S, Neisi, A, Farhadi, M, Yari, AR, Dobaradaran, S, Khaniabadi, YO, 2017. Electrocoagulation process to Chemical and Biological Oxygen Demand treatment from carwash grey water in Ahvaz megacity, Iran. *Data in Brief* 11, 634-639.
- Osservatorio Autopromotec, 2011. Gli autolavaggi professionali fanno bene al portafoglio e all'ambiente. viewed 13 Apr 2017, <<http://www.yellowmotori.it/news/osservatorio-autopromotec-gli-autolavaggi-professionali-fanno-bene-al-portafoglio-e-allambiente/>>.
- Panizza, M, Cerisola, G, 2010. Applicability of electrochemical methods to carwash wastewaters for reuse. Part 2: Electrocoagulation and anodic oxidation integrated process. *J. Electroanal. Chem.* 638, 236-240.
- Rubí-Juárez, H, Barrera-Díaz, C, Linares-Hernández, I, Fall, C, Bilyeu, B, 2015. A combined electrocoagulation-electrooxidation process for carwash wastewater reclamation. *Int. J. Electrochem. Sci.* 10, 6754-6767.
- Sablayrolles, C, Vialle, C, Vignoles, C, Montrejaud-Vignoles, M, 2010. Impact of carwash discharge on stormwater quality (Toulouse, France). *Water Sci. Technol.* 62, 2737-2746.
- Vezzoli, C, Ceschin, F, Diehl, JC, Kohtala, C, 2015. New design challenges to widely implement 'Sustainable Product-Service Systems'. *J Clean Prod.* 97, 1-12.
- Viganò, E, 2015. Analisi del ciclo di vita di un impianto per il lavaggio automatico di motocicli, in Italiano. Politecnico di Milano. Laurea Magistrale in Ingegneria Ambientale.
- Zaneti, R, Etchepare, R, Rubio, J, 2012. More environmentally friendly vehicle washes: water reclamation. *J Clean Prod.* 37, 115-124.

Applicazione della Water Footprint sviluppata dal WF Network: il caso del Pomodorino del Piennolo del Vesuvio DOP

Martina Ferrara¹, Valentina Fantin^{2*}, Serena Righi¹, Cristian Chiavetta², Patrizia Buttol²,
Alessandra Bonoli³

¹Università di Bologna, Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA),
Ravenna

²ENEA, Laboratorio Valorizzazione delle Risorse nei sistemi produttivi e territoriali (SSPT-
USER-RISE), Bologna

³Università di Bologna, Dipartimento di Ingegneria Chimica, Civile, Ambientale e dei Materiali
(DICAM), Bologna

Email*: valentina.fantin@enea.it

Abstract

L'agricoltura nei prossimi decenni continuerà ad essere il maggiore utilizzatore della risorsa acqua, richiedendo lo sviluppo di adeguate politiche di gestione e tutela. In tale contesto assume rilievo la discussione sulla valutazione dell'impronta idrica (Water Footprint-WF) e sul confronto fra i diversi metodi mediante la realizzazione di casi applicativi. In questo lavoro si presenta uno studio di WF, effettuato secondo il metodo del WF Network, sul processo di coltivazione del Pomodorino del Piennolo del Vesuvio DOP. Il confronto con analoghi studi di letteratura mostra come il metodo applicato possa fornire informazioni al coltivatore per una riduzione sia dell'uso della risorsa acqua, che degli impatti sulle acque del proprio sistema produttivo. Inoltre, il fattore resa rischia di portare a un valore di WF più elevato per colture tradizionali di qualità rispetto a colture intensive.

1. Introduzione

Secondo un recente rapporto FAO (FAO&WWC, 2015) l'agricoltura nei prossimi decenni continuerà ad essere il maggiore utilizzatore della risorsa acqua in buona parte del mondo, contribuendo in media per oltre la metà dei prelievi di acqua da fiumi, laghi e falde acquifere. In Europa un terzo dell'acqua utilizzata va al settore agricolo, il quale influisce sia sulla quantità sia sulla qualità (inquinamento da pesticidi e fertilizzanti) dell'acqua disponibile per altri usi (EEA, 2012), e l'Italia risulta essere uno dei paesi europei che ricorre maggiormente all'irrigazione (ISTAT, 2014). Le problematiche di carenza idrica e di inquinamento si manifestano a livello locale, ma la tutela e la gestione efficiente della risorsa idrica devono essere perseguite a livello nazionale e transnazionale, come recepito dal Piano per la salvaguardia delle risorse idriche europee (COM, 2012). In questo contesto risulta perciò essenziale avere a disposizione modelli di valutazione, che permettano, da un lato, di comprendere quanto stiamo influenzando l'uso di questa risorsa con le nostre scelte di produzione e consumo e, dall'altro, quali siano i risultati a valle dell'applicazione di politiche per l'uso sostenibile dell'acqua da parte di aziende e governi.

L'impronta idrica, o Water footprint (WF) è un approccio di valutazione dell'uso di acqua, che ha visto negli ultimi anni una vivace discussione all'interno della comunità scientifica (Pfister, 2017), in quanto si è assistito allo sviluppo in

parallelo di due metodi di valutazione della stessa: il Water Footprint Network (WFN) (www.waterfootprint.org) ha sviluppato e pubblicato nel 2011 il Manuale di valutazione della Water Footprint (Hoekstra et al., 2011), nel quale si sottolinea la necessità di coinvolgere nella gestione della risorsa acqua consumatori e produttori lungo la catena di fornitura; la comunità del Life Cycle Assessment (LCA) ha sviluppato delle metodologie per includere negli studi LCA gli impatti legati all'uso di acqua lungo il ciclo di vita di un prodotto e ha contribuito alla definizione dei concetti alla base dello standard ISO 14046.

La Water Footprint (WF) di prodotto, come sviluppata dal WFN, è definita come il volume di acqua dolce utilizzato lungo l'intero processo di produzione. Tale indicatore fornisce una misura del quantitativo di acqua disponibile di cui si è appropriato l'uomo, dividendo l'acqua in tre componenti: blu, verde e grigia. La componente blu si riferisce al consumo di acqua prelevata da un corpo idrico superficiale o di falda; la componente verde esprime il consumo di acqua piovana che, una volta arrivata al suolo, non ruscella né va a ricaricare la falda, ma viene utilizzata nel processo di evapotraspirazione del sistema suolo-pianta; la componente grigia è definita come il volume di acqua dolce necessario per riportare la concentrazione di un determinato carico di inquinanti al di sotto dei valori massimi stabiliti dalla legislazione.

La WF secondo la ISO 14046 è basata sull'LCA (ISO 14044) ed è definita come una misura che quantifica tutti i potenziali impatti ambientali correlati all'acqua che viene utilizzata o influenzata da un prodotto, un processo o un'organizzazione. Secondo la ISO 14046 si parla di valutazione di WF quando tutti i potenziali impatti correlati all'uso di acqua sono considerati, altrimenti è richiesto di specificare a quale indicatore ci si riferisce (es. 'impronta di scarsità dell'acqua' oppure 'impronta di eutrofizzazione dell'acqua'). Nell'ambito della Life Cycle Initiative il WULCA (Working Group on Water Use in LCA) ha affrontato il problema di armonizzare e raggiungere il consenso attorno a un metodo di valutazione di impatto del consumo di acqua dolce. Al momento ha sviluppato a livello midpoint l'indicatore AWARE (Available Water REmaining per area in a watershed), che rappresenta l'acqua disponibile per unità di superficie che rimane in un bacino dopo aver soddisfatto la richiesta da parte dell'uomo e degli ecosistemi (UNEP/SETAC, 2016), per il quale sono stati prodotti i fattori di caratterizzazione su base annuale e per nazione, per usi agricoli e non. Tale indicatore valuta solo la scarsità di acqua blu e non considera l'acqua piovana (green water) (Boulay et al., 2013).

Entrambe le metodologie hanno l'obiettivo di aiutare a salvaguardare la risorsa acqua (Boulay et al., 2013).

Nel lavoro qui presentato, il metodo per il calcolo della WF secondo il WFN (Hoekstra et al., 2011) è stato applicato al processo di coltivazione del Pomodoro del Piennolo del Vesuvio DOP, in un'azienda localizzata nella provincia di Napoli. L'obiettivo è confrontare i risultati ottenuti con analoghi studi relativi alla regione climatica Mediterranea e porre le premesse per un successivo confronto con una valutazione di WF secondo ISO 14046.

2. Descrizione del metodo WFN

Secondo Hoekstra et al. (2011), uno studio di WF consiste di quattro fasi distinte:

- 1) Definizione degli obiettivi e dell'ambito dello studio;
- 2) Quantificazione della WF;
- 3) Valutazione della sostenibilità della WF;
- 4) Formulazione delle strategie di riduzione della WF.

Dall'analisi di letteratura effettuata, si evince che spesso gli studi si limitano alle prime due fasi. Nella prima fase si fissano gli obiettivi e l'ambito dello studio, in particolare se ne identificano le coordinate spaziali e temporali e se ne definisce il livello di dettaglio. Nella seconda fase si raccolgono ed elaborano i dati. Nel caso specifico della WF relativa alla crescita di una coltura, la componente verde è calcolata dividendo la quota di acqua piovana utilizzata dalla coltura nel processo di evapotraspirazione (Crop Water Use, CWU_{verde} , m^3/ha) per la resa della coltura (Y , t/ha); la componente blu viene calcolata dividendo la quantità di acqua di irrigazione proveniente da corpi idrici superficiali o da falde acquifere (CWU_{blu} , m^3/ha) per la resa della coltura (Y , t/ha).

$$WF_{proc,verde} = \frac{CWU_{verde}}{Y} \quad [\text{volume/massa}] \quad (1)$$

$$WF_{proc,blu} = \frac{CWU_{blu}}{Y} \quad [\text{volume/massa}] \quad (2)$$

La WF_{grigia} è calcolata dividendo il carico inquinante L (kg/ha) per la differenza tra lo standard di qualità dell'acqua per quel contaminante (la concentrazione massima accettabile, c_{max} , kg/m^3) e la sua concentrazione naturale nel corpo idrico ricevente (c_{nat} , kg/m^3), il tutto diviso per la resa della coltura (Y , t/ha).

$$WF_{proc,grigia} = \frac{L/(c_{max}-c_{nat})}{Y} \quad [\text{volume/massa}] \quad (3)$$

Nella terza fase viene valutata la sostenibilità della WF dal punto di vista ambientale, economico e sociale e nella quarta sono valutate le possibili azioni da intraprendere per ridurre i consumi d'acqua.

3. Caso studio

3.1. Il Pomodorino del Piennolo del Vesuvio DOP

Questa varietà di pomodoro, prodotta esclusivamente in 18 comuni dell'area vesuviana, si è affermata grazie alle ridotte esigenze colturali e all'idoneità alla conservazione nei mesi invernali, dovuta all'elevata consistenza della buccia, alla forza di attaccatura al peduncolo ed all'alto contenuto in zuccheri, acidi e solidi solubili. I metodi di coltivazione e di conservazione, tipici della zona, e il particolare quadro ambientale dell'area vesuviana, frutto dell'ottimale insolazione, del clima asciutto e della natura piroclastica dei suoli, hanno portato a questo prodotto, che si fregia del marchio DOP (Denominazione di Origine Protetta). Fra le caratteristiche previste nel *Disciplinare di produzione della DOP*

*‘Pomodorino del Piennolo del Vesuvio’*¹ le seguenti sono particolarmente rilevanti per lo studio proposto: densità non superiore a 45.000 piante per ettaro; nessuna coltivazione in serre, tunnel o fuori suolo; nessuna irrigazione a pioggia e scorrimento; produzione massima pari a 16 tonnellate per ettaro. Il Pomodorino del Piennolo è molto resistente a condizioni di carenza idrica, tanto che è sufficiente il solo apporto delle precipitazioni, senza integrazione tramite irrigazione. La mancanza di prelievo di acque superficiali o di falda porta ad annullare la componente WF_{blu} relativa alla fase di coltivazione del pomodoro, così come applicato anche da altri autori (Chico et al., 2010).

3.2. Calcolo della WF verde

In mancanza di dati sperimentali sull’evapotraspirazione di una coltura, si possono utilizzare alcuni metodi, citati dal manuale WF, tra cui quello descritto da Allen et al. (1998), contenuto nel software CROPWAT (FAO, 2010b). In questo caso, il calcolo dell’evapotraspirazione di una coltura ($ET_{c\ adj}$), è stimato attraverso la formula (Allen et al. 1998):

$$ET_{c\ adj} = ET_0 \times K_c \times K_s$$

Dove ET_0 è l’evapotraspirazione di riferimento (o potere evaporante dell’atmosfera) e rappresenta l’evapotraspirazione da una superficie di riferimento². ET_0 è un parametro puramente climatico, indipendente dal tipo di coltura e dalle pratiche di gestione. Per tener conto delle caratteristiche delle colture (ad esempio varietà, stadio di crescita, ecc.) si introduce un coefficiente K_c che esprime, per ciascuno stadio di maturazione della pianta, le differenze fisiche e di sviluppo tra la coltura in esame e la superficie di riferimento, ottenendo così la domanda evaporativa di una determinata coltura che cresce in condizioni ambientali ottimali e con una perfetta gestione agricola. Quando le condizioni del campo non sono ottimali, bisogna aggiungere un coefficiente di stress idrico (K_s) che riflette gli effetti delle condizioni reali sull’evapotraspirazione (per suoli con condizioni idriche limitanti $K_s < 1$; in assenza di stress idrico $K_s = 1$). La stima di K_s richiede il calcolo del bilancio idrico giornaliero relativo alla zona radicale (Allen et al., 1998).

Per calcolare $ET_{c\ adj}$ con CROPWAT, si devono utilizzare sia dati climatici, provenienti dalla stazione meteorologica più rappresentativa e più vicina al sito in esame, che dati relativi alla coltura, al tipo di suolo e alla modalità di irrigazione. Per quanto riguarda i dati climatici si sono utilizzati dati sito-specifici, relativi all’area della provincia di Napoli, presenti nel database climatico CLIMWAT (FAO, 2010a). Per i dati relativi alla coltura il software necessita di alcuni parametri quali il numero di giorni relativi ad ogni fase di crescita della pianta, la profondità delle radici (per i quali si sono utilizzati i dati già presenti nel database di CROPWAT (Allen et al., 1998)), l’altezza della pianta, le date di semina e raccolto (per i quali si sono utilizzati i dati primari forniti dall’azienda agricola). I valori di K_c assunti per il pomodoro sono: 0,60 per la fase iniziale ($K_{c\ ini}$), 1,20 per

¹ <http://www.agricoltura.regione.campania.it/tipici/pdf/disciplinare-piennolo.pdf>

² La superficie di riferimento è definita come una superficie ricoperta d’erba di altezza uniforme pari a 0,12 m, con una resistenza superficiale di 70 s/m, un’albedo di 0,23, ben irrigata e che faccia completamente ombra al suolo.

la fase intermedia ($K_{c\ mid}$) e 0,80 per la fase finale ($K_{c\ end}$) (Allen et al., 1998). Infine, inserendo nel software il tipo di suolo dell'area in esame (suolo sabbioso) e la modalità di irrigazione (per il Piennolo si è utilizzata la modalità "rainfed", ovvero senza irrigazione), si è calcolato il bilancio idrico giornaliero relativo alla zona radicale, ottenendo così K_s . Per il caso in esame, K_s è nella fase iniziale (corrispondente al periodo di fine marzo) pari ad 1. Successivamente, a causa della progressiva diminuzione delle precipitazioni, si è gradualmente abbassato, a causa degli effetti dello stress idrico, fino ad arrivare ad un valore di 0,08 (inizio agosto).

Il software CROPWAT, alla fine della procedura di calcolo, permette di ottenere il quantitativo totale di acqua verde evapotraspirata nell'intero periodo di vita della pianta CWU_{verde} , che è uguale all'evapotraspirazione totale, poiché non c'è uso di acqua blu, ed è pari a 2156 m³/ha. $WF_{proc,verde}$ si ottiene quindi applicando la formula (1).

3.3. Calcolo della WF grigia

La WF_{grigia} per il processo di crescita di una coltura è calcolata come segue:

$$WF_{proc,grigia} = \frac{L/(c_{max}-c_{nat})}{Y} = \frac{(\alpha \times Appl)/(c_{max}-c_{nat})}{Y} \quad [\text{volume/massa}] \quad (4)$$

dove L, il carico di inquinante, è ottenuto moltiplicando il quantitativo totale di sostanza contaminante applicata su un ettaro di suolo ($Appl$, kg/ha) per la frazione che subisce lisciviazione/ruscellamento (α), per la quale gli studi di letteratura esaminati utilizzano un valore fisso pari al 10%; c_{max} e c_{nat} sono rispettivamente la concentrazione massima accettabile e quella naturale riferite al contaminante considerato e Y è la resa della coltura, che nel caso del Piennolo è pari a 16 t/ha. In Franke et al. (2013) è proposto in alternativa di utilizzare il fattore di lisciviazione β , applicato non al quantitativo totale di nutrienti applicati ($Appl$), ma al *Surplus*, ovvero al quantitativo rimasto dopo l'uptake della pianta.

Per quanto riguarda il contaminante critico da considerare per una coltura, negli studi di letteratura consultati è stato considerato l'azoto.

Per il calcolo della WF_{grigia} del Pomodorino del Piennolo si è calcolato un valore di β pari al 43%: tale valore è stato ottenuto per mezzo dei dati contenuti in Franke et al. (2013), relativi al potenziale di lisciviazione-ruscellamento del sito in esame, dipendente da fattori ambientali e pratiche agricole.

Sottraendo al quantitativo di azoto applicato al campo (53,25 kg/ha, provenienti da utilizzo di stallatico equino con una quantità media di azoto pari al 0,7% (Bott et al., 2016)) il quantitativo di azoto assorbito (43,20 kg/ha (Tesi e Lenzi, 2015)), si ottiene il *Surplus* (10,05 kg/ha), ovvero la quantità di N rimasto sul suolo che potrebbe subire fenomeni di lisciviazione e/o ruscellamento. Al fine di poter confrontare i risultati ottenuti con quelli degli studi reperiti in letteratura, i quali utilizzano c_{max} =10 mg/L, misurati come N (come suggerito dall'US EPA (2013)), la componente grigia della WF è stata calcolata utilizzando la stessa concentrazione massima. Il valore di c_{nat} , in assenza di dati appropriati, è stato considerato pari a zero (Chico et al., 2010; Mekonnen e Hoekstra, 2010; Aldaya et al., 2009).

4. Risultati e discussione

I risultati ottenuti sono stati confrontati con i dati presenti in letteratura riferiti a medie mondiali (Mekonnen e Hoekstra, 2010) e medie della regione climatica Mediterranea, suddividendoli in medie italiane e campane (Aldaya et al., 2009); medie greche relative a produzione industriale (Evangelou et al., 2016); medie spagnole senza irrigazione (Chico et al., 2010).

I risultati di letteratura mostrano come la WF di una stessa coltura possa spaziare in un ampio intervallo di valori (Tabella 1), in quanto essa dipende dalle condizioni agro-climatiche, dalle differenti pratiche di gestione agricola (ad esempio l'uso di serre e/o irrigazione), ma anche dalle stime e assunzioni effettuate (ad esempio, il contenuto di azoto nello stallatico equino e la concentrazione naturale di azoto nelle acque).

Tabella 1: Valori di Water Footprint (WF) e di rese (Y) nel caso del Pomodoro del Piennolo ed in alcuni casi studio relativi alla coltivazione del pomodoro nella regione mediterranea.

	WF _{verde}	WF _{blu}	WF _{verde+blu}	WF _{grigia}	WF _{tot}	Y
	m ³ /t	m ³ /t	m ³ /t	m ³ /t	m ³ /t	t/ha
Piennolo	135	0	135	27	162	16
Media mondiale	108	63	171	43	214	-
Italia	44	124	168	31	199	35
Campania	31	61	92	-	-	62
Grecia (industriale)	13	27	40	21	61	127
Spagna (rainfed)	158	0	158	808	966	13

Confrontando i valori di WF_{verde}, è possibile notare come il valore calcolato nello studio del Piennolo sia molto più alto di tutti quelli presenti in Tabella 1, ad eccezione del caso spagnolo. Tuttavia, per valutare il quantitativo totale di acqua “consumata” nella crescita della coltura, è preferibile confrontare i valori di WF_{verde+blu}. Effettivamente, considerando WF_{verde+blu}, il valore calcolato per il Piennolo risulta inferiore alla media italiana e mondiale, restando tuttavia molto al di sopra della media campana. Tale valore, che potrebbe sembrare comunque alto, è in realtà dovuto alla bassa resa, vincolata da Disciplinare, ed è in linea con il valore del caso rainfed spagnolo, che ha una resa ancora minore (13 t/ha). Per la maggior parte delle colture, infatti, la WF_{verde+blu} di una coltivazione irrigata è più bassa della corrispondente “rainfed” poiché quest’ultima ha generalmente rese minori (Mekonnen e Hoekstra, 2010).

La WF_{grigia} del Piennolo è molto bassa, quasi uguale al pomodoro industriale greco, che però ha una resa 8 volte maggiore. Tale valore è raggiunto grazie al ridotto uso di fertilizzante da parte dell’azienda agricola vesuviana. È da notare che in tutti gli studi presenti in Tabella 1, a differenza del presente lavoro, gli autori hanno utilizzato il valore medio di lisciviazione/ruscellamento dell’inquinante suggerito nel rapporto di Franke et al. (2013), che non tiene conto delle proprietà del suolo e delle pratiche di gestione agricola (Evangelou et al.,

2016). Nello studio di Chico et al. (2010) viene mostrato come la WF dipenda fortemente dal sistema produttivo: a parità di azoto applicato al campo, la WF di una produzione di pomodori “rainfed” risulta molto maggiore di quella relativa a una produzione irrigata o a una produzione in serra, a causa della differenza nelle rese (molto alta per la produzione in serra e molto bassa per quella rainfed). La variabilità dei valori di $WF_{griglia}$ è, quindi, dovuta perlopiù a differenze nella resa della coltura e nel quantitativo di azoto applicato al campo (Mekonnen e Hoekstra, 2013). Al fine di ridurre il carico di nitrati che arriva nel corpo idrico è perciò importante rendere minimo il surplus di azoto nel suolo.

5. Conclusioni

In questo lavoro si è sperimentato il metodo del WFN per calcolare la WF del processo di coltivazione di un prodotto, il Pomodorino del Piennolo, molto resistente in condizioni di carenza idrica. Nonostante tale caratteristica, si è osservato che la bassissima resa di produzione fissata dal Disciplinare è causa di un valore di $WF_{verde+blu}$ più alto rispetto alla produzione media campana di pomodoro. Tale valore, se utilizzato per una comunicazione ambientale, rischierebbe di penalizzare una coltura tradizionale di qualità, quale questa è, rispetto a colture intensive. Non dipendendo inoltre dalle pratiche di coltivazione (la componente blu è già pari a 0), l'azienda agricola vesuviana non ha alcuna possibilità di influire su tale valore per ridurlo. Grazie, invece, alle buone pratiche di concimazione adottate dall'azienda, il valore di $WF_{griglia}$ è di poco inferiore rispetto alla media italiana, nonostante la bassa resa.

Per una valutazione più completa del profilo ambientale di tale prodotto si è proceduto all'esecuzione di uno studio di LCA, attualmente in corso. A valle di questo sarà possibile calcolare la WF secondo ISO 14046 e valutare punti di forza e di debolezza dei due metodi nel contribuire a una migliore gestione della risorsa acqua nella produzione analizzata.

6. Bibliografia

Aldaya, MM; Hoekstra, AY, 2009. The Water Needed To Have Italians Eat Pasta And Pizza, Value Of Water Research Report Series No.36.

Allen, RG; Pereira, LS; Raes, D, Smith, M, 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Food and Agriculture Organization.

Bott RC, Greene, EA, Trottier NL, Williams CA, Westendorf ML, Swinker AM, Mastellar SL, Martinson KL, 2016. Environmental Implications of Nitrogen Output on Horse Operations: A Review. Journal of Equine Veterinary Science 45. 98–106

Boulay, AM Hoekstra, AY, and Vionnet S, 2013. Complementarities of Water-Focused Life Cycle Assessment and Water Footprint Assessment, Environ. Sci. Technol. 47, 11926–11927

Chico, D, Salmoral, G, Llamas, MR, Garrido, A, Aldaya, MM, 2010. The Water Footprint and Virtual Experts of Spanish Tomatoes; Papeles de Agua Virtual N° 8 - Observatorio del Agua, Botin Foundation.

COM, 2012. Piano per la salvaguardia delle risorse idriche europee

EEA-European Environment Agency, 2012. Water for Agriculture (www.eea.europa.eu/articles/water-for-agriculture)

Evangelou, E, Tsadilas, C, Tserlikakis, N, Tsitouras, A, Kyritsis, A, 2016. Water Footprint of Industrial Tomato Cultivations in the Pinios River Basin: Soil Properties Interactions, Water 2016,8, 515.

FAO&WWC, 2015. Towards a water and food secure future.

FAO, 2010a. 'CLIMWAT 2.0 database', FAO, Rome, <http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/climwat-for-cropwat/en/>

FAO, 2010b. 'CROPWAT 8.0 model', FAO, Rome, <http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/cropwat/en/>

Franke, NA, Boyacioglu, H, Hoekstra, AY, 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines, Value of Water Research Report Series No. 65, UNESCO-IHE, Institute for Water Education.

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Aldaya, MM, Mekonnen, MM, 2011. The water footprint assessment manual: Setting the global standard, Earthscan.

ISTAT, 2014. Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura ISBN: 978-88-458-1805-9.

Mekonnen, MM, Hoekstra, AY 2013. Water Footprint Benchmarks For Crop Production, Value Of Water Research Report Series No.64, UNESCO-IHE Institute for Water Education.

Mekonnen, MM, Hoekstra, AY, 2010. National water footprint accounts: the green, blue and grey water footprint of production and consumption, Value of Water Research Report Series No.50-vol.1 Main Report, UNESCO-IHE Institute for Water Education.

Pfister, S et al., 2017. Understanding the LCA and ISO water footprint: A response to Hoekstra (2016) "A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA" Ecological Indicators 72, 352–359.

Tesi, R, Lenzi, A, 2005. Nutrizione azotata per un'orticoltura sostenibile, Review n. 1 – Italus Hortus 12 (1), 57-73.

UNEP/SETAC, 2016. Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume1.

US-EPA, 2013. National recommended water quality criteria – aquatic life criteria, Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.

Analisi preliminare ambientale della produzione di nanofibre tramite electrospinning

Patrizia Frontera*, Fabiola Pantò, Angela Malara, Saveria Santangelo, PierLuigi Antonucci

Dipartimento di Ingegneria Civile, Energia, Ambiente e Materiali, via Graziella loc. Feo di Vito, 89124 Reggio Calabria

Email*: patrizia.frontera@unirc.it

Abstract

Il presente lavoro mira alla valutazione degli impatti ambientali della tecnologia dell'electrospinning impiegata per produrre nanofibre polimeriche. Il caso di studio affrontato mira a valutare come l'ottenimento della dimensione nanometrica delle fibre polimeriche, che è correlata a specifici parametri tecnologici, sia intrinsecamente connesso agli aspetti ambientali. Il lavoro sviluppato su scala di laboratorio indica che i parametri che influenzano la tecnica dell'electrospinning condizionano ovviamente l'ottenimento delle nanofibre e inoltre promuovono impatti ambientali diversi.

1. Introduzione

Le nanofibre sono fibre solide sottili caratterizzate da diametri di dimensioni nanometriche ed elevata area superficiale per unità di massa. Queste fibre presentano delle specifiche proprietà come resistenza, peso, porosità, proprietà della superficie, etc. che variano a seconda del polimero di partenza.

Le nanofibre, come tutti i nanomateriali, presentano caratteristiche uniche e più marcate rispetto allo stesso materiale privo delle caratteristiche di nanoscala. Pertanto, le proprietà fisico-chimiche dei nanomateriali differiscono dalle particelle di dimensioni maggiori. In particolare l'alta area specifica superficiale e l'elevato rapporto area/volume (per una nanofibra questo rapporto può essere grande quanto 1000 volte quello di una microfibra), fanno delle nanofibre candidati interessanti per un ampio ventaglio di applicazioni tra cui: - filtrazione: filtri ULPA (Ultra Low Penetration Air) ad alta efficienza, filtri per carburante di auto, filtri per bevande; - fibre tessili: equipaggiamento sportivo, scarpe sportive, indumenti impermeabili; - medicina: ricostruzione di vasi sanguigni, componenti per organi artificiali, materiale per implantologia, fasciature per ferite; - protezione: materiali per assorbimento acustico, tute di protezione contro agenti chimici e biologici, applicazioni di sensori per il rilevamento di agenti chimici; - energia: batterie, celle fotovoltaiche.

I nanomateriali grazie alle loro proprietà offrono opportunità tecniche e commerciali ma possono comportare rischi per l'ambiente e per la salute e la sicurezza dell'uomo e dell'ecosistema, infatti il diametro nanometrico e l'elevata area superficiale rendono le fibre volatili e di facile penetrazione nei tessuti biologici con possibili interazioni con le cellule permeabili (Gavankar et al., 2012). Ad ogni modo non solo i potenziali effetti tossici per la salute umana sono aspetti potenzialmente negativi per la sostenibilità ma anche l'elevato consumo energetico per la loro produzione e le difficoltà nella gestione del fine vita (Masoni et. al, 2012).

L'aspetto tossicologico dei nanomateriali è quello più investigato (Salieri et al., 2017; Rosenbaum et al., 2008; Nel et al., 2006) mentre vi è un limitato numero di studi relativo alle nanotecnologie usate per produrre i nanomateriali (Naidu et al., 2008).

Tra le nanotecnologie usate per produrre nanofibre l'elettrospinning è una delle tecniche che recentemente ha trovato una larga applicazione per la produzione di nanofibre organiche, inorganiche e ibride.

L'elettrospinning o elettrofilatura è un processo che permette di ottenere fibre polimeriche continue di dimensioni nanometriche mediante l'utilizzo di un sistema semplice e senza l'impiego di alte temperature o pressioni, per tali motivi risulta molto conveniente dal punto di vista industriale (Bhardwaj et al., 2010).

Dal punto di vista della valutazione ambientale nella letteratura scientifica si trovano pochi studi che analizzano questa tecnica (Simon et al., 2016, Piccino et al., 2015) da un punto di vista comparativo rispetto ad altre tecniche per produrre nanofibre.

Il presente lavoro ha come finalità l'identificazione degli impatti ambientali dei diversi parametri che regolano la tecnica dell'elettrospinning. Vi sono infatti differenti tipi di parametri che influenzano la formazione delle nanofibre: parametri di sistema, parametri di processo e parametri esterni. La diversa tipologia di parametri influenza l'ottenimento delle nanofibre e potenzialmente promuove impatti ambientali diversi.

2. Metodi e Materiali

L'obiettivo dell'analisi LCA ha riguardato la valutazione degli impatti ambientali promossi da alcuni parametri che regolano la tecnica dell'elettrospinning riassunti nella Tabella 1:

Tabella 1: Parametri che influenzano la formazione delle nanofibre.

Parametri di Sistema	Parametri di Processo	Parametri esterni
Peso molecolare	Flusso della soluzione	Temperatura
Concentrazione	Potenziale applicato	Pressione
Viscosità	Dimensioni dello schermo	Umidità
Conduttività	Temperatura	
Tensione di superficie	Distanza ago-collettore	
Tipologia di solvente	Velocità di evaporazione del solvente	

In particolare sono stati esaminati fra i parametri di sistema il peso molecolare, la concentrazione e fra i i parametri di processo il potenziale applicato e la distanza ago collettore.

I confini del sistema comprendono le seguenti fasi (Figura 1):

-Fase I: fase di solubilizzazione del polimero nel solvente

-Fase II: fase di electrospinning della soluzione polimerica. Il sistema è costituito principalmente da un generatore di alta tensione, un estrusore e uno schermo collettore. La soluzione polimerica viene introdotta in una siringa di vetro e spinta attraverso l'ago della siringa da un estrusore attraverso il quale è possibile controllare la portata del fluido. Il capillare (anodo) e lo schermo collettore (catodo) sono caricati elettrostaticamente ad un diverso potenziale elettrico affinché la goccia perda tensione superficiale e assuma la forma di un cono, denominato "Cono di Taylor". Qualora la forza elettrostatica annulli la tensione superficiale, il getto polimerico viene stirato all'interno dell'elevato campo elettrico e viene depositato sul collettore sotto forma di nanofibre.

-Fase III: Fase di essiccamento delle nanofibre

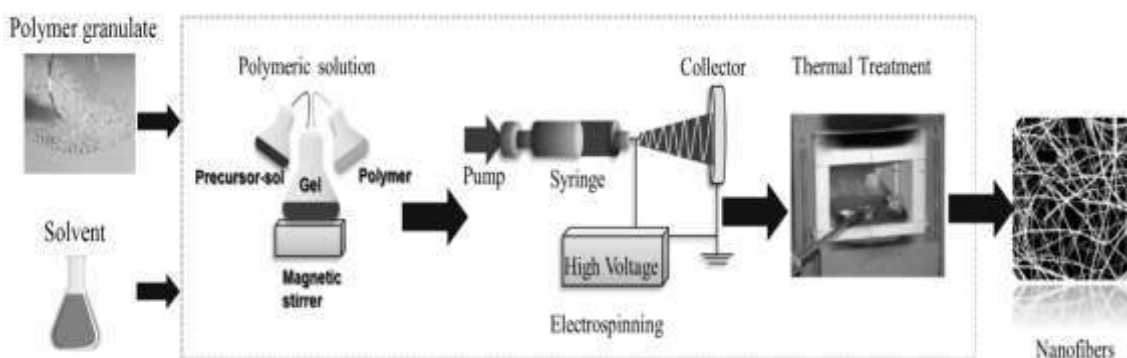


Figura 1: Confini del sistema.

L'unità funzionale considerata è 1g di nanofibre polimeriche prodotte. Non viene inclusa nella definizione dell'unità funzionale una specificità, poiché l'obiettivo di questa valutazione non include un'applicazione per le nanofibre prodotte; inoltre viene esclusa la valutazione del fine vita in quanto lo scopo dello studio è analizzare gli impatti dei parametri che regolano la tecnica dell'electrospinning. Come precursore di partenza è stato usato il polivinilacetato (PVA), materiale modello per la sperimentazione e la modellazione teorica nell'ambito degli studi dell'electrospinning (Park et al, 2008).

Nella Tabella 2 sono riportati i dati di inventario correlati alla produzione di 1g di nanofibre di polivinilacetato considerando due pesi molecolari differenti, assumendo che la differenza dei pesi molecolari incide meno dell'1% sulla valutazione degli impatti.

La quantità di energia impiegata durante la fase dell'electrospinning viene valutata considerando le specifiche del sistema di potenza e della pompa per infusione dichiarata dai produttori della strumentazione (Linari Engineering). Non viene considerato alcun contributo energetico durante la fase di essiccamento che avviene a temperatura ambiente.

Tabella 2: LCI per produrre 1 g di nanofibre polimeriche.

Materiali in ingresso	Massa[g]	Massa[g]
PVAc(basso peso molecolare)	1	
PVAc (alto peso molecolare)		1
Etanolo	80	80
Energia impiegata	Energia [kWh]	Energia [kWh]
Energia (Solubilizzazione)	$1,2 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-3}$
Energia (Electrospinning)	1,2	1,2
Energia (Essiccamento)	-	-
Emissioni	Massa[g]	Massa[g]
Etanolo	80	80

Per i processi di produzione di energia e di materie prime è stato utilizzato il software Gabi 6 integrato con i database Gabi Professional e Ecoinvent 2.2.

Il metodo selezionato per la fase di classificazione e di caratterizzazione dei flussi in ingresso e in uscita dell'analisi di inventario e per la valutazione è quello CML2001 (Guinée et al., 2001) sviluppato dall'Institute of Environmental Sciences Leiden University ed implementato nello strumento di supporto software.

Sono state ottenute nanofibre di PVAc a partire dal polimero in questione solubilizzato in etanolo variando i parametri di sistema quali il peso molecolare la concentrazione, il potenziale applicato e la distanza ago-schermo.

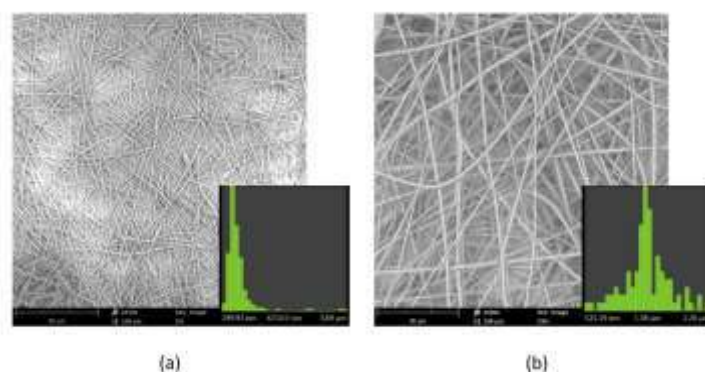


Figura 2: Immagini SEM rappresentative dell'effetto della variazione del peso molecolare del polimero sul diametro delle nanofibre (concentrazione delle soluzioni pari a 8% in peso). (a) basso peso molecolare, (b) alto peso molecolare.

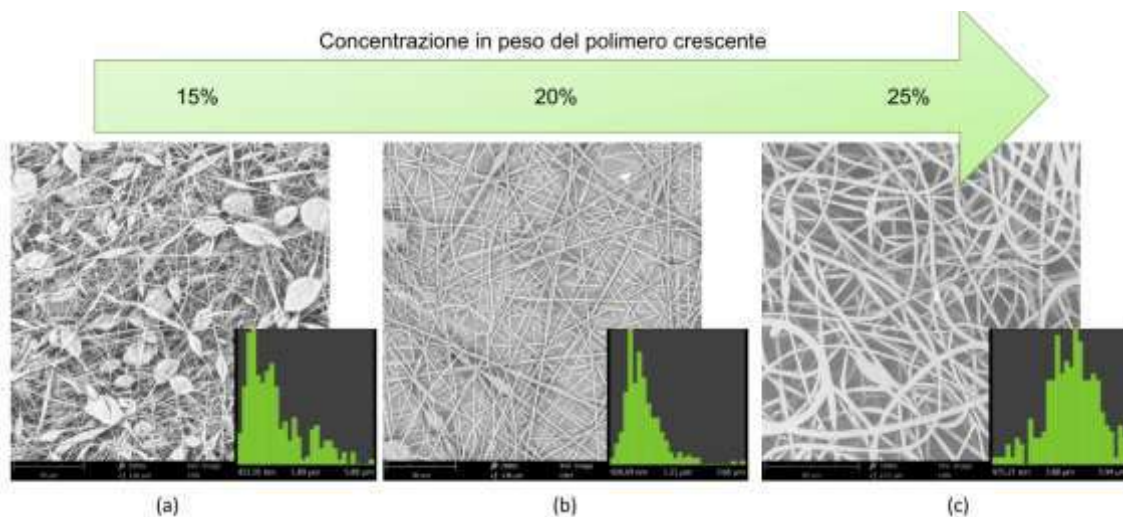


Figura 3: Immagini SEM rappresentative dell'effetto della variazione della concentrazione in peso del polimero (PVAc), a parità di peso molecolare, sul diametro delle nanofibre. (a) 15%, (b) 20% e (c) 25%.

In Figura 3 è visibile l'effetto della variazione del peso molecolare di partenza del polimero considerato a parità di concentrazione, del potenziale applicato e della distanza ago-schermo. In particolare all'aumentare del peso molecolare la dimensione della fibra aumenta. Tale andamento è riscontrabile anche variando la concentrazione del polimero nella soluzione precursore (Figura 3).

3. Risultati e Discussione

Considerata la tipologia di reagenti utilizzati nel processo di electrospinning sono riportati i risultati rispetto alla categoria di impatto del global warming potential (Global Warming Potential), anche perché non si rilevano effetti significativi nelle altre categorie di impatto.

Nella figura 4 sono riportati gli andamenti del GWP correlati al diametro delle nanofibre e dei parametri di sistema (peso molecolare e concentrazione) e dei parametri di processo (potenziale e distanza ago-schermo).

Si nota come l'uso di una soluzione contenente polimero precursore a basso peso molecolare comporta un maggiore impatto. Ciò è dovuto al fatto che con un polimero precursore delle nanofibre a basso peso molecolare le soluzioni generalmente formano soluzioni meno viscosi rispetto alle soluzioni ad alto peso molecolare a parità di concentrazione; pertanto occorre una forza elettrica maggiore per ottenere diametri più piccoli e un tempo di filatura maggiore per raccogliere la stessa quantità di nanofibre.

All'aumentare della concentrazione il GWP aumenta per l'effetto dell'aumento della quantità di materiale della soluzione precursore e corrispondentemente aumenta anche la dimensione dei diametri delle nanofibre.

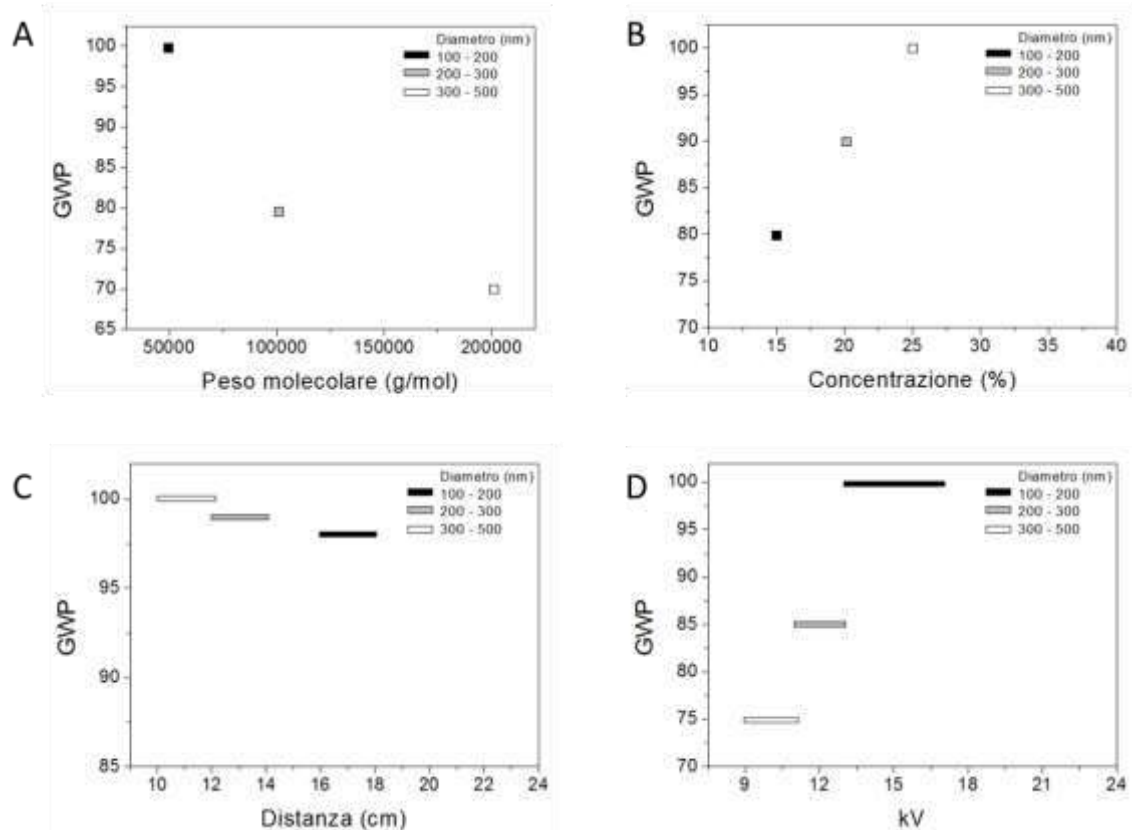


Figura 4: Andamento del GWP in funzione dei parametri dell'electrospinning A) peso molecolare B) Concentrazione C) Distanza D) Potenziale.

Ovviamente un aumento del potenziale applicato comporta un aumento dell'impatto, mentre variare la distanza ago-schermo a parità di potenziale non altera significativamente il GWP.

Tale analisi mostra una significativa dipendenza del GWP dai parametri del sistema esaminati, mentre nel caso dei parametri di processo il parametro del potenziale influenza molto il GWP che risulta invece non essere influenzato dalla distanza ago-schermo.

Pertanto è possibile ottimizzare l'ottenimento delle nanofibre in un range nanometrico rispetto ad un valore minimo di GWP.

Per quanto riguarda l'impatto delle diverse fasi per la produzione delle nanofibre polimeriche nel caso esaminato la fase che impatta di più è la fase di elettrofilatura, ma ciò è essenzialmente dovuto al fatto che per il polimero considerato la fase di solubilizzazione e quella di essiccamento avvengono a temperatura ambiente.

4. Conclusioni

Per quanto il lavoro sia stato sviluppato su scala di laboratorio importanti considerazioni possono essere tratte da quest'analisi preliminare.

Il raggiungimento della dimensione nanometrica minima di una nanofibra tramite la tecnica dell'electrospinning può essere perseguito attraverso l'ottimizzazione

preferenziale di quei parametri che minimizzano gli impatti ambientali associati alla loro variabilità singola o congiunta.

In questo lavoro è stato valutato il singolo effetto di alcuni parametri della tecnica dell'electrospinning sul GWP evidenziando la dipendenza di questo indicatore dalla loro variabilità.

Ulteriori sviluppi della ricerca dovranno includere singolarmente e simultaneamente la variabilità degli ulteriori parametri della tecnica dell'electrospinning e l'analisi degli effetti dovrà essere estesa alle altre categorie di impatto.

5. Bibliografia

Bhardwaj, N, Kundu, SC, 2010. Electrospinning: A fascinating fiber fabrication technique, *Biotech Advan*, vol. 28, pp. 325-347.

Gavankar, S, Suh, S, Keller, FA, 2012. Life cycle assessment at nanoscale: review and recommendations. *Int J Life Cycle Assess*, 17:295-303.

Guinée, JB, Gorreë, M, Heijungs, R, 2001. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Masoni, P, Barberio, G, Scalbi, S, Nanomateriali e salute, Roma 10-11 Maggio 2012, viewed 6 Aprile 2017, < https://www.academia.edu/23217019/Life_Cycle_Assessment_di_nanomateriali >

Naidu, S, Sawhney, R, Li, X, 2008. A methodology for evaluation and selection of nanoparticle manufacturing processes based on sustainability metrics. *Environ Sci Technol*. 42(17):6697-6702.

Nel, A, 2006. Toxic potential of materials at the nanolevel. *Science* 311 (5761):622–627

Park, JY, Lee, IH, Bea, GN, 2008. Optimization of the electrospinning conditions for preparation of nanofibers from polyvinylacetate (PVAc) in ethanol solvent, *J Ind and Engin Chem*, 14 707–713.

Piccinno, F, Hischier, R, Seeger, S, Som C, 2015. Life Cycle Assessment of a New Technology To Extract, Functionalize and Orient Cellulose Nanofibers from Food Waste, *ACS Sustainable Chem. Eng.* 3, 1047–1055.

Rosenbaum, R, Bachmann, T, Gold, L, Huijbregts, MJ, Joliet, O, 2008. USEtox — the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and fresh-water ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J LCA* 13(7):532 – 546

Salieri, B, Pasteris, A, Netkueakul, W, Hischier, R, 2017. Key physicochemical properties of nanomaterials in view of their toxicity: an exploratory systematic investigation for the example of carbon-based nanomaterial, *J Nanopart Res* 19: 116

Simon, B, Bachtin, K, Kiliç, A, Amor, B, Weil, M, 2016. Proposal of a framework for scale-up life cycle inventory: A case of nanofibers for lithium iron phosphate cathode applications. *Integr Environ Assess Manag* 12(3):465-77.

Benchmark LCA e uso di EPD nei Green Building Rating System

Sara Ganassali*, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email*: sara.ganassali@polimi.it

Abstract

Lo studio indaga l'utilizzo di valori soglia di riferimento (benchmark) relativi all'analisi Life Cycle Assessment (LCA) e all'uso di certificazioni EPD all'interno dei Green Building Rating Systems (GBRSs). La domanda di certificazioni inerenti alla sostenibilità ambientale in edilizia è in aumento, ma la non comparabilità dei risultati LCA dovuta alle differenti richieste dei sistemi multicriteri costituisce un problema. La scelta di includere nell'analisi LCA diverse parti dell'edificio e di adottare differenti confini di sistema porta ad un'inconfrontabilità delle valutazioni LCA. Lo studio mette in luce potenzialità e criticità dell'uso del Life Cycle Assessment e di EPD nei GBRSs, mostrando come un'uniformità delle scelte legate all'intero ciclo di vita e l'adozione di valori soglia comuni possa portare ad una confrontabilità delle informazioni ambientali degli edifici certificati.

1. Introduzione

In edilizia la sostenibilità ambientale di un edificio può essere misurata attraverso il soddisfacimento di requisiti esplicitati nei Green Building Rating Systems (GBRSs), sistemi multicriteri a punteggio che forniscono al progettista indicazioni progettuali finalizzate ad orientare, ex ante, e a valutare, ex post, le scelte tecniche. L'uso dei GBRSs (BREEAM, LEED, HQE, DGNB, ecc.) si sta diffondendo sia nel settore privato, dove è in aumento la percentuale di committenti e costruttori attenti alle tematiche della sostenibilità ambientale e ai suoi risvolti nel mercato immobiliare (Haapio, Viitaniemi, 2008), sia nel settore pubblico, grazie alla volontà di creare un ambiente costruito sostenibile mediante la realizzazione di edifici ad alte prestazioni tecnico-energetiche e a basse emissioni (per esempio sollecitata dai "Criteri Ambientali Minimi" per gli appalti verdi). Lo studio indaga l'eterogeneità dei GBRSs analizzando i criteri che richiedono la verifica delle prestazioni ambientali tramite indicatori LCA e l'impiego di certificazioni EPD dei prodotti utilizzati. Lo studio si sofferma in particolare sulla definizione dei valori soglia di riferimento (benchmark) in grado di misurare il livello di sostenibilità ambientale dell'edificio. Le valutazioni LCA sono condotte con modalità differenti in ogni certificazione ambientale (diversità tra le parti dell'edificio considerate e tra i confini di sistema) e differenti sono conseguentemente i benchmark per la stima del livello di sostenibilità dell'edificio; ciò impedisce una confrontabilità dei dati finali (Collinge et al., 2015). Sarebbe invece opportuno definire benchmark condivisi nei GBRSs, associati all'assunzione coerente dei confini di sistema e delle parti d'opera considerate nell'analisi LCA per garantire la comparabilità dei risultati.

2. Green Building Rating Systems, analisi LCA e certificazioni EPD

I GBRSs sono sistemi a punteggio in cui per i criteri qualitativi e quantitativi di valutazione ambientale, organizzati in categorie legate a differenti aspetti della sostenibilità (uso di suolo, scelta delle tecnologie costruttive, consumi energetici, uso di materiali certificati, comfort acustico-termico, etc.), viene definito un indicatore rispetto al quale attribuire un punteggio. Quest'ultimo può variare in base al soddisfacimento del requisito minimo (benchmark) e al suo superamento attraverso scelte progettuali migliorative, all'interno di una scala di prestazioni. Il punteggio acquisito nel singolo criterio viene successivamente "pesato" (secondo l'importanza relativa attribuita a ciascun criterio rispetto agli altri) e sommato a tutti i punteggi legati ai criteri soddisfatti: si ottiene così un punteggio finale complessivo che individua il livello di sostenibilità ambientale dell'edificio. Il punteggio è il risultato di una semplificazione ottenuta attraverso la conversione a numero di differenti risultati quantitativi e qualitativi, per cui il punteggio non esprime una "misura" quantitativa. Inoltre, occorre sottolineare come il livello di sostenibilità di uno stesso edificio cambi all'interno dei differenti GBRSs, poiché i valori di riferimento per l'attribuzione del punteggio premiale variano in ciascun GBRS, essendo ciascuno di essi basato su differenti criteri, metodologie di verifica per dimostrare il soddisfacimento del criterio, metodi di calcolo dei benchmark, valori soglia e pesatura, annullando così la possibilità di confronto tra una certificazione e l'altra (il livello Platinum di LEED non può essere paragonato al livello Platinum del DGNB).

Ferme restando queste criticità, va rilevato che, a differenza del passato, oggi nella maggior parte dei GBRSs, è presente un criterio dedicato alla valutazione del ciclo di vita dell'edificio (Life Cycle Assessment). La valutazione LCA dell'edificio varia secondo le indicazioni espresse nel criterio: la metodologia segue obbligatoriamente le normative tecniche ISO ed EN (ISO 14040:2006, ISO 14044:2006, EN 15978:2011, ISO 15804:2012), ma le parti d'opera considerate all'interno della valutazione si differenziano in ogni GBRS, così come i confini di sistema e le categorie di impatto previste ai fini del conseguimento del credito. Per l'assegnazione del punteggio viene fissato un benchmark, ossia un valore soglia di riferimento (*reference value*) che deve essere raggiunto o superato. In aggiunta il GBRS può fissare un range di valori in cui il progetto può ricadere, conseguendo un aumento del punteggio o una sua diminuzione/azzeramento. Il range è solitamente stabilito da due valori: uno inferiore al benchmark (*limit value*) e uno superiore (*target value*) definiti secondo una metodologia elaborata in modo autonomo da ogni GBRS. I sistemi di certificazione a punteggio, nel caso di criteri non legati ad aspetti normati da leggi vigenti, utilizzano valori soglia definiti da gruppi di lavoro e da esperti, in maniera differente tra i diversi GBRSs. La non comparabilità dei benchmark e la non comparabilità dei risultati dell'analisi LCA sono aspetti negativi che dovrebbero essere risolti con un processo di armonizzazione delle richieste assunte nei sistemi di certificazione ambientale, così da garantire una confrontabilità dei dati e la definizione di valori soglia comuni.

L'inserimento della valutazione LCA e l'attenzione all'impiego di materiali con certificazione ambientale hanno portato all'introduzione nei GBRs della richiesta di utilizzo di materiali e componenti con certificazione "Environmental Product Declaration" (EPD), garantendo l'inserimento nel progetto di informazioni ambientali verificate. L'uso delle EPD in alcuni GBRs è obbligatorio e viene regolato il numero, o la percentuale, di certificazioni richieste; oppure viene inserito tra i requisiti di quei criteri che comprendono l'analisi LCA. Anche in questo caso il benchmark del criterio e il rispettivo punteggio sono decisi dall'ente certificatore: alcuni definiscono un numero preciso di EPD, segnalando anche quante certificazioni devono appartenere a diversi produttori, mentre altri indicano una percentuale di EPD in relazione agli elementi principali dell'edificio (strutture, involucro, finiture, etc.) inclusi nella valutazione LCA.

3. Green Building Rating Systems e benchmark

I benchmark analizzati nei criteri relativi alla valutazione LCA e all'uso di EPD, fanno riferimento a differenti GBRs utilizzati nel mercato globale dell'edilizia. Il loro impiego non è ascrivibile solo ai Paesi più ricchi (Köning, De Cristofaro, 2012), in cui la domanda di edifici sostenibili e ad alte prestazioni è in continuo aumento ed è relazionata al raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità ambientale, ma anche ai Paesi in via di sviluppo, in cui la tutela ambientale diviene la strategia vincente per guidare l'espansione urbana e incrementare gli investimenti, aumentando così la competitività sul mercato (Nguyen, Altan, 2011). Nelle tabelle 1 e 2 sono riportati i GBRs esaminati: BREEAM-Building Research Establishment Environmental Assessment Method (UK), DGNB-Deutsches Gutesiegel Nachhaltiges Bauen (Germania), CfSH-Code for Sustainable Homes (UK), GPR Building (Olanda), VERDE (Spagna), HQE-Haute Qualité Environnementale (Francia), ITACA (Italia), GREEN STAR (Australia), HK-BEAM Plus-Hong Kong Building Environmental Assessment Method (Cina), LEED-Leadership in Energy and Environmental Design (USA), CASBEE-Comprehensive Assessment System for Built Environment Efficiency (Giappone), INDIA GBC (India) e CASA COLOMBIA (Colombia). La tabella 1 riporta il credito in cui è richiesta la valutazione LCA, i confini di sistema e le parti dell'edificio considerate nella valutazione LCA, le categorie di impatto ambientale rispetto alle quali condurre l'analisi, i benchmark di riferimento e il punteggio. Inoltre, la tabella riporta la tipologia di benchmark distinguendo tra "esterno", quando i valori soglia derivano da un'analisi del patrimonio costruito di riferimento e/o da standard nazionali, e "interno", quando il valore di riferimento è individuato in relazione a un modello "base" simile all'edificio analizzato e costruito secondo le normative e la prassi corrente di un dato contesto, con cui è possibile fare un confronto del miglioramento prestazionale ottenuto. La tabella 2 riporta il credito in cui è richiesto l'uso di EPD, il benchmark di riferimento e il punteggio corrispondente.

Tabella 1: Benchmark LCA nei Green Building Rating Systems. Legenda tabelle 1 e 2: GWP: Global Warming Potential; ODP: Ozone Depletion Potential; AP: Acidification; EP: Eutrophication; POCP: Photochemical Ozone Creation; ADP: Abiotic depletion potential (non-fossil); ADPF: Abiotic Depletion Potential (fossil); PEInrn: Non-renewable Primary Energy demand; PEInr: Renewable Primary Energy demand; PEItot: Total Primary Energy demand; HTP: Human Toxicity; FAETP: Freshwater aquatic ecotoxicity; TETP: Terrestrial ecotoxicity; FW: Fresh Water consumption; T.B: tipo benchmark E: Benchmark Esterno; I: Benchmark Interno.

GBRSs	Criteri LCA, fasi LCA, elementi costruttivi considerati e categorie di impatto	T B	Benchmark LCA, azioni progettista e punteggio criterio LCA														
BREEAM <i>International New Construction 2016</i> + CfSH <i>Code for Sustainable Homes (novembre 2010)</i> UK	Criterio LCA Materiali - “Mat01 Impatti del ciclo di vita” Fasi considerate A1-3, A4-5, C1-4 Valutazione LCA per singole parti d’opera Elementi costruttivi considerati Primo solaio, Solai, Copertura Murature esterne e interne, Tramezzi Isolamento, Infissi Categorie d’impatto considerate GWP, ODP, AP, EP, POCP, ADP, ADPF, FW, HTP, FAETP, TETP, Rifiuti nucleari, Trattamento Rifiuti	E	Benchmark LCA Scala di valori: A+, A, B, C, D, E Azione progettista Il progettista inserisce i materiali usati in ciascuna soluzione costruttiva all’interno del tool “GreenCalculator” e ottiene la valutazione LCA espressa in lettere. Per il BREEAM il progettista ottiene il punto in base ad un valore percentuale assegnato dal tool. Punteggio criterio <table><tr><td>BREEAM</td><td>CfSH</td></tr><tr><td>25.0% = 1 punto</td><td>A+ = 3 punti</td></tr><tr><td>62.5% = 2 punti</td><td>A = 2 punti</td></tr><tr><td>75.0% = 3 punti</td><td>B = 1 punto</td></tr><tr><td>80.0% = 4 punti</td><td>C = 0.5 punti</td></tr><tr><td>82.5% = 5 punti</td><td>D = 0.25 punti</td></tr><tr><td>85.0% = 5 punti+ Ex</td><td>E = 0 punti</td></tr></table>	BREEAM	CfSH	25.0% = 1 punto	A+ = 3 punti	62.5% = 2 punti	A = 2 punti	75.0% = 3 punti	B = 1 punto	80.0% = 4 punti	C = 0.5 punti	82.5% = 5 punti	D = 0.25 punti	85.0% = 5 punti+ Ex	E = 0 punti
BREEAM	CfSH																
25.0% = 1 punto	A+ = 3 punti																
62.5% = 2 punti	A = 2 punti																
75.0% = 3 punti	B = 1 punto																
80.0% = 4 punti	C = 0.5 punti																
82.5% = 5 punti	D = 0.25 punti																
85.0% = 5 punti+ Ex	E = 0 punti																
DGNB <i>Versione 2015</i> Germania	Criteri LCA “ENV1.1 - Life Cycle Impact Assessment” “ENV 2.1 - Life Cycle Impact Assessment – Energia primaria” Fasi considerate A1-3, B1-6, C3-4 Valutazione LCA dell’intero edificio Elementi costruttivi considerati Fondazioni, Primo solaio, Solai, Copertura, Murature esterne e interne, Infissi, Fase d’uso, Impianti Categorie d’impatto considerate GWP, ODP, AP, EP, POCP, PEI nrm PEI tot, % Energia rinnovabile	E	Benchmark LCA Reference value = 5 punti GWP = 9.4 kgCO ₂ eq/m ² NFA*a ODP = 5.3*10 ⁻⁷ kgR ₁₁ eq/m ² NFA*a AP = 0.037 kgSO ₂ eq/m ² NFA*a EP = 0.0047 kgPO ₄ ³ eq/m ² NFA*a POCP = 0.0042 kgC ₂ H ₄ eq/m ² NFA*a PEI nrm = 123 kWh/m ² NFA*a PEI tot = 151 kWh/m ² NFA*a Target value = 10 punti GWP = 6.58 kgCO ₂ eq/m ² NFA*a ODP = 3.7*10 ⁻⁷ kgR ₁₁ eq/m ² NFA*a AP = 0.026 kgSO ₂ eq/m ² NFA*a EP = 0.0094 kgPO ₄ ³ eq/m ² NFA*a POCP = 0.0084 kgC ₂ H ₄ eq/m ² NFA*a PEI nrm = 86.1 kWh/m ² NFA*a PEI tot = 60.4 kWh/m ² NFA*a Limit value = 1 punto GWP = 13.16 kgCO ₂ eq/m ² NFA*a ODP = 5.3*10 ⁻⁶ kgR ₁₁ eq/m ² NFA*a AP = 0.062 kgSO ₂ eq/m ² NFA*a EP = 0.0033 kgPO ₄ ³ eq/m ² NFA*a POCP = 0.0029 kgC ₂ H ₄ eq/m ² NFA*a PEI nrm = 172 kWh/m ² NFA*a PEI tot = 211.4 kWh/m ² NFA*a Azione progettista Il progettista utilizza il database “Ökobau.dat” per l’analisi LCA legata alla certificazione DGNB Punteggio criterio Da 1 a 10														

GPR Olanda	Criterio LCA “Ambiente- 2.1 Materiali” Fasi considerate A1-3, A4-5, B1-5, C1-4 Valutazione LCA per singole parti d'opera Elementi costruttivi considerati Fondazioni, Solai, Elementi strutturali Involucro, Copertura, Impianti, Scale e ascensori Categorie d'impatto considerate GWP, ODP, AP, EP, POCP, ADP, HTP, FAETP, TETP, Ecotossicità	E	Benchmark LCA Livelli: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 Azione progettista Il progettista inserisce i materiali usati in ciascuna soluzione costruttiva all'interno del software “Nationale Milieudatabase (SBK)” e ottiene la valutazione espressa in livelli nel software GPR Building Punteggio criterio da 1 a 5 punti, a seconda del livello raggiunto
VERDE Residencial y Oficinas V 1.c Marzo 2015 Spagna	Criteri LCA “B01 - Uso di energia non rinnovabile per materiali costruttivi” “C20 - Impatto materiali da costruzione” Fasi considerate A1-3 Valutazione LCA per singole parti d'opera Elementi costruttivi considerati Primo solaio, Solai, Copertura, Murature esterne e interne, Finiture Categorie d'impatto considerate GWP, AP, EP, POCP, ADP, PEI nm	I	Benchmark LCA Riduzione del 20% dei valori di impatto ambientale dell'edificio rispetto ad un modello di riferimento (creato con il software CALENER basato sui sistemi costruttivi utilizzati in Spagna). Azione progettista Il progettista inserisce i materiali usati in ciascuna soluzione costruttiva all'interno del tool “VERDE” e ottiene la valutazione LCA espressa in percentuale Punteggio criterio Punteggio calcolato nel software della certificazione
GREEN STAR Green Star – Design & As Built v1.1. (01/07/2015) Australia	Criterio LCA “Materiali - 19. Life Cycle Impacts” Fasi considerate A1-5, B1-6, C1-4 Valutazione LCA dell'intero edificio Elementi costruttivi considerati edificio completo Categorie d'impatto considerate GWP, ODP, AP, EP, POCP, ADP	I	Benchmark LCA Opzione1 = Analisi LCA (cradle-to-grave) dell'edificio completo (no benchmark) Opzione 2 = Analisi LCA (cradle-to-grave) dell'edificio completo e confronto con un edificio modello per la riduzione degli impatti dal 20 al 100%. Assegnazione di 1 punto ogni 20% di riduzione degli impatti Azione progettista Il progettista elabora il modello secondo le direttive del “National Construction Codes(NCC)” e del “Building Code of Australia (BCA)” Tool per analisi LCA scelto liberamente Punteggio criterio Opzione1 = 1 punto Opzione 2 = 5 punti
HK-BEAM PLUS Versione 1.2 (07/2012) Cina (Hong Kong)	Criterio LCA “Energy fase d'uso – EU3 Energia incorporata in elementi strutturali” Fasi considerate non indicate nel manuale tecnico Valutazione LCA dell'intero edificio Elementi costruttivi considerati Fondazioni, Copertura, Solai, Elementi strutturali, Murature esterne e interne, Involucro Categorie d'impatto considerate PEI nm, PEI rn	E	Benchmark LCA Calcolo dell'energia incorporata dei materiali attraverso analisi LCA (no benchmark) Azione progettista Il progettista inserisce i dati relativi ai materiali usati nel tool “EMSD Hong Kong” per il calcolo dei consumi di energia. Punteggio criterio Opzione1 = 1 punto + 1 Bonus = uso di materiali con minore energia incorporata dopo lo studio LCA
LEED LEED v4 (05/04/2016)	Criterio LCA “Materiali e risorse - MR1: Riduzione impatti del ciclo di vita”	I	Benchmark LCA Riduzione del 10% dei valori di impatto ambientale dell'edificio rispetto ad un modello di riferimento

USA	<i>Fasi considerate</i> A1-3-4, B1-7, C1-4 Valutazione LCA dell'intero edificio <i>Elementi costruttivi considerati</i> Solai, Elementi strutturali, Copertura, Involucro, Finiture, Parcheggi interrati <i>Categorie d'impatto considerate</i> GWP, ODP, AP, EP, POCP, ADP, PEI nrm		+ Incremento dei valori di impatto ambientale non consentito se maggiore del 5% <i>Azione progettista</i> Il progettista elabora il modello secondo le direttive della norma "ASHRAE 90.1-2010, appendix G". Tool per analisi LCA scelto liberamente <i>Punteggio criterio</i> 3 punti
CASBEE <i>Manuale tecnico (2014)</i> Giappone	<i>Criterio LCA</i> "Considerazione del Global Warming" <i>Fasi considerate</i> A1-5, B1-7, C1-4 Valutazione LCA dell'intero edificio <i>Elementi costruttivi considerati</i> Edificio completo, Impianti <i>Categorie d'impatto considerate</i> GWP	I	<i>Benchmark LCA</i> Target value = emissione di CO₂ inferiore del 25% rispetto al modello di riferimento Reference value = modello di riferimento Limit value = emissioni di CO₂ superiore al 25% rispetto al modello di riferimento <i>Azione progettista</i> Il progettista elabora il modello di riferimento e alcune fasi LCA (es: trasporto) secondo le direttive del "AIJLCA&LCW_ver.50" <i>Punteggio criterio</i> da 1 a 5 punti

Tabella 2: Benchmark EPD nei Green Building Rating Systems.

GBRSs	Criteri EPD	Benchmark EPD, azione progettista e punteggio criterio EPD
BREEAM <i>International New Construction 2016</i>	<i>Criterio EPD</i> "Materiali - Mat01 Impatti del ciclo di vita"	<i>Benchmark EPD</i> Scala di valori: A+, A, B, C, D, E
UK	<i>Azione progettista</i> Il progettista deve selezionare almeno 2 EPD dalle categorie "legno e prodotti a base legno, prodotti cementizi, metalli, pietra e aggregati, prodotti a base di argilla, intonaco, vetro, prodotti plastici, pelli e cellulose, altri". Il progettista inserisce i materiali usati in ciascuna soluzione costruttiva all'interno del tool "Mat03 calculator" per ottenere la scala di valori. <i>Punteggio criterio</i> Uso EPD from cradle-to-grave A+ = 1 point A = 1 point B = 1 point C = 0.5 point D = 0.25 point E = 0 point	Uso EPD from cradle-to-gate A+ = 0.75 point A = 0.5 point B = 0.5 point C = 0.25 point D = 0.125 point E = 0 point
HQE <i>Edifici non residenziali (01/01/2016)</i> Francia	<i>Criterio EPD</i> "2.3.1 Impatto ambientale dei prodotti da costruzione"	<i>Benchmark EPD</i> A = EPD per almeno il 50% di 2 categorie degli elementi di finitura e 1 categoria degli elementi strutturali B = EPD per almeno il 50% di 4 categorie degli elementi di finitura e 2 categorie degli elementi strutturali C = EPD per almeno l'80% di 4 categorie degli elementi di finitura e 2 categorie degli elementi strutturali D = EPD per almeno l'80% di tutti gli elementi dell'edificio E = 100% di EPD per tutte le categorie <i>Azione progettista</i> Il progettista ottiene il punteggio in base al numero di EPD utilizzate <i>Punteggio criterio</i> A = 1 punto - B = 2 punti - C = 4 punti - D = 6 punti - E = 7 punti
ITACA <i>Edifici</i>	<i>Criterio EPD</i> "Materiali - B.4.11. Materiali"	<i>Benchmark EPD</i> Numero di EPD: no EPD, 0 EPD, 15 EPD, 25 EPD

<i>residenziali</i> <i>(30/01/2015)</i> <i>Italia</i>	certificati"	<i>Azione progettista</i> Il progettista ottiene il punteggio in base al numero di EPD utilizzate <i>Punteggio criterio</i> no EPD = -1 punti 0 EPD = 0 punti 15 EPD = 3 punti 25 EPD = 5 punti
GREEN STAR <i>Green Star – Design & As Built v1.1.</i> <i>(01/07/2015)</i> <i>Australia</i>	<i>Criterio EPD</i> "Materiali - 20. Materiali da costruzione"	<i>Benchmark EPD</i> Opzione 1 = il 4% dei materiali da costruzione certificati con EPD Opzione 2 = l'8% (o più) dei materiali da costruzione certificati con EPD L'ente certificatore dichiara espressamente la revisione annuale del benchmark con lo scopo di incrementare e stimolare l'uso di EPD nel tempo <i>Azione progettista</i> Il progettista ottiene il punteggio in base al numero di EPD utilizzate <i>Punteggio criterio</i> Opzione 1 = 1 punto Opzione 2 = 2 punti
LEED <i>LEED v4</i> <i>(05/04/2016)</i> <i>USA</i>	<i>Criterio EPD</i> "Materiali e risorse-MR2 Ottimizzazione dei materiali da costruzione - EPD"	<i>Benchmark EPD</i> Opzione 1 = EPD per almeno 20 prodotti da costruzione installati permanentemente e appartenenti a 5 differenti produttori. Opzione 2 = EPD per il 50%, riferito al costo, del valore totale dei prodotti installati permanentemente nel progetto <i>Azione progettista</i> Il progettista può scegliere prodotti con analisi del ciclo di vita (LCA) conforme alla normativa ISO 14044, EPD e prodotti con schemi di dichiarazione ambientale approvati da USGBC <i>Punteggio criterio</i> Opzione 1 = 1 punto Opzione 2 = 1 punto
INDIA GBC <i>Nuovi edifici - Versione 3.0</i> <i>India</i>	<i>Criterio EPD</i> "Materiali e risorse - MR Uso di prodotti e sistemi certificati"	<i>Benchmark EPD</i> Il benchmark del credito è il numero di EPD utilizzate Minimo: 1 EPD = 1 punto Massimo: 5 EPD = 5 punti <i>Azione progettista</i> Il progettista ottiene il punteggio in base al numero di EPD utilizzate <i>Punteggio criterio</i> Minimo: 1 EPD = 1 punto Massimo: 5 EPD = 5 punti
CASA COLOMBIA <i>Versione giugno 2016</i> <i>Colombia</i>	<i>Criterio EPD</i> "Materiali - EM2: Ciclo di vita di prodotti e materiali"	<i>Benchmark EPD</i> Opzione 1 = 4 prodotti di almeno 2 diversi produttori Opzione 2 = 8 prodotti di almeno 4 diversi produttori Opzione 3 = 12 prodotti di almeno 6 diversi produttori Opzione 4 = 16 prodotti di almeno 8 diversi produttori Opzione 5 = 20 prodotti di almeno 10 diversi produttori <i>Azione progettista</i> Il progettista ottiene il punteggio in base al numero di EPD utilizzate <i>Punteggio criterio</i> Opzione 1 = 1 punto Opzione 2 = 2 punti Opzione 3 = 3 punti Opzione 4 = 4 punti Opzione 5 = 5 punti

Dall'analisi è possibile notare che il numero di GBRs che includono la valutazione LCA, tra quelli presi in considerazione nello studio, sia inferiore a quello dei GBRs che comprendono l'utilizzo delle EPD di prodotto. Si osserva

poi che in alcuni sistemi multicriteri dove vi è la richiesta dello studio LCA dell'edificio, non è presente un criterio, o un'integrazione, dedicato alle EPD; questo è relazionato al fatto che una valutazione Life Cycle Assessment richiede l'accesso a un database contenente prodotti con informazioni ambientali complete e trasparenti e che alcuni GBRs (es. DGNB) sono direttamente connessi a database nazionali che raccolgono un numero rilevante di EPD di prodotto (es. Ökobau.dat). Emerge anche un aspetto legato alle caratteristiche del benchmark: solo il DGNB, tra tutti i GBRs considerati, esprime in maniera trasparente i valori numerici di impatto ambientale come benchmark, senza nascondere i valori reali dietro lettere o simboli.

4. Conclusioni

La costruzione di edifici "green" è un trend globale in crescita continua, tuttavia un'effettiva misurabilità della sostenibilità ambientale in edilizia è ancora lontana. Per primo (1999) il BREEAM ha integrato l'analisi LCA, relativa però solo alle soluzioni costruttive, mentre nel 2008 il DGNB è stato emanato includendo la valutazione LCA di edificio tra i crediti; oggi almeno dieci GBRs la inseriscono tra i requisiti obbligatori da soddisfare. I sistemi multicriteri che ancora non dispongono dell'analisi del ciclo di vita rispondono ai requisiti della sostenibilità ambientale regolando l'adozione di materiali certificati EPD, in modo da incentivare la consapevolezza dell'approccio al ciclo di vita e stimolare l'attenzione dei diversi stakeholder verso la salvaguardia dell'ambiente. L'introduzione della metodologia LCA all'interno di tutti i GBRs, garantirebbe una trasparenza dei risultati e una valutazione ambientale completa dell'edificio (Lavagna, 2008). In tal senso occorre sottolineare come l'uso di EPD per alcune parti d'opera non sia da considerarsi esaustivo per il raggiungimento di un buon livello di qualità ambientale. Un'ulteriore passo nella direzione della misurabilità delle prestazioni ambientali è il raggiungimento dell'uniformità dell'analisi LCA; se gli elementi del progetto considerati nella valutazione variano da strumento a strumento, le prestazioni ambientali legate all'analisi LCA non possono essere confrontabili e rendono impossibile effettuare qualsiasi genere di raffronto tra edifici (Poveda, Young, 2014). Se i risultati delle categorie di impatto ambientale non sono confrontabili tra loro, decade anche l'aspetto della "misurazione" della sostenibilità ambientale attraverso i benchmark. Definire valori soglia comuni e idonei per la determinazione del raggiungimento della sostenibilità ambientale di un edificio certificato è un aspetto importante, poiché permette di stabilire l'attendibilità dell'accezione "green" dell'edificio attraverso la metodologia LCA. Rispetto alla possibilità di utilizzare diverse tipologie di benchmark, occorre sottolineare come nella logica della comparabilità dei risultati, il valore di riferimento e il valore target connesso all'incremento delle prestazioni ambientali non dovrebbero corrispondere a valori determinati da benchmark "interni", poiché basati su un modello costruito secondo normative tecniche di un dato contesto e con caratteristiche formali e tecnologiche simili all'edificio di progetto; in questo modo la peculiarità di ogni benchmark interno non permette il confronto in senso assoluto tra progetti diversi. Benchmark "esterni" invece possono essere utilmente individuati come valori soglia in grado di stabilire un

livello di sostenibilità ambientale richiesto. Essi devono altresì essere espressi in modo trasparente e non celati, evitando il riferimento a scale di valori sintetiche che occultano i valori numerici delle prestazioni. Sarebbe opportuno inoltre che il benchmark esterno si configuri come una soglia aggiornabile nel tempo in base ai trend di miglioramento: esso tenderà a modificarsi nel tempo come il patrimonio edilizio stesso, grazie all'aumento di edifici certificati in cui la sostenibilità ambientale viene traguadata ponendosi come obiettivo prestazioni sempre più alte.

5. Bibliografia

BREEAM, 2016. BREEAM International New-Construction 2016, Technical Manual SD233 1.0, ©2016 BRE Global

Collinge et al., 2015. Integrating life cycle assessment with green building and product rating systems: north America perspective. *Procedia Engineering* 118, 662-669

DGNB GmbH, 2014. DGNB Criterion ENV 1.1: Life Cycle Impact Assessment. Offices version 2014, © DGNB GmbH

Haapio, A, Viitaniemi, P, 2008. A critical review of building environmental assessment tools. *Environmental Impact Assessment Review*, 28, 469-482

Hong Kong GBC, 2012. BEAM Plus for new buildings version 1.2, © BEAM Society, Hong Kong

Köning, H, De Cristofaro, L, 2012. Benchmarks for life cycle costs and life cycle assessment of residential buildings. *Buildings research and Information*, 40, 558-580

Lavagna, M, 2008. Life Cycle Assessment in edilizia: progettare e costruire in una prospettiva di sostenibilità ambientale, Hoepli, Milano

LEED USGBC, 2013. Reference Guide for Building Design and Construction v4, U.S. Green Building Council, Washington

Nguyen, B, Altan, H, 2011. Comparative review of five sustainable rating systems. *Procedia Engineering*, 21, 376-386

Poveda, C.A, Young, R, 2014. Potential benefits of developing and implementing environmental and sustainability rating systems: making the case for the need of diversification. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 4, 1-11

Impronta idrica della produzione elettrica da cicli combinati a gas naturale in Italia

Alessia Gargiulo

RSE Ricerca Sistema Energetico

Email: alessia.gargiulo@rse-web.it

Abstract

Nell'ambito dello studio di scenari energetici, è cresciuta negli ultimi anni l'attenzione verso gli aspetti relativi all'utilizzo di risorsa idrica e alla dipendenza del sistema energetico dalla stessa risorsa. Il lavoro qui presentato ha previsto l'applicazione della metodologia Water Footprint alla produzione elettrica da cicli combinati a gas naturale in Italia. Obiettivo del lavoro è stato approfondire alcuni aspetti applicativi e trarre indicazioni utili per similari applicazioni in ambito energetico. I risultati mostrano l'importanza dell'utilizzo di dati primari per l'efficienza dell'impianto e per il mix di import del gas naturale. La scelta del metodo di valutazione della Water Scarcity Footprint risulta cruciale: diversi metodi portano a differenze nei risultati in alcuni casi rilevanti. L'analisi di sensibilità ha, infine, messo in evidenza il ruolo determinante, per valutazioni nel contesto italiano, dei dati relativi alle tipologie di sistemi di raffreddamento.

1. Introduzione

A livello globale l'impronta idrica della produzione di elettricità e calore potrebbe aumentare in maniera sensibile nei prossimi anni. Nel "World Energy Outlook del 2012", infatti, la IEA ha messo in evidenza l'importanza del nesso tra energia e risorsa idrica e previsto un trend di crescita della richiesta d'acqua per la produzione energetica (IEA, 2012).

I dati di letteratura mostrano un'ampia variabilità del consumo idrico associato alla produzione elettrica, a seconda della fonte energetica. Dalle stime riportate in Pfister et al. (2011) il consumo idrico degli impianti idroelettrici risulta in media pari a circa 25 m³/MWh, contro 1,5 m³/MWh delle termoelettriche fossili e 0,2 m³/MWh di eolico, solare, energia geotermica e rifiuti. Anche in riferimento ad una singola fonte energetica le stime di impronta idrica forniscono range decisamente ampi, come confermano i dati riportati in Mekonnen et al. (2015), ad esempio, per fotovoltaico (6–303 m³/TJ_e), energia geotermica (7–759 m³/TJ_e) o idroelettrico (300–850000 m³/TJ_e).

Per quanto il concetto di impronta idrica sia da diversi anni oggetto di studio, solo di recente è stato definito il quadro di riferimento metodologico a livello internazionale, attraverso la pubblicazione della norma ISO 14046 per il calcolo della Water Footprint basato sulla metodologia Life Cycle Assessment (LCA). La LCA mira a quantificare i potenziali impatti ambientali generati da un processo, da un prodotto o da un'organizzazione lungo l'intero ciclo di vita. La metodologia Water Footprint si basa sulla LCA ed è focalizzata sulla valutazione degli impatti relativi alla risorsa idrica. Nello standard ISO 14046 sono richiamate le fasi della metodologia e i requisiti definiti nelle norme ISO 14040 e ISO 14044, e forniti specifici requisiti e linee guida per la valutazione degli impatti potenziali relativi all'acqua.

Il presente articolo descrive un'applicazione della metodologia Water Footprint alla produzione elettrica da cicli combinati a gas naturale nel contesto italiano. Obiettivo del lavoro è stato approfondire alcuni aspetti metodologici legati sia alla fase di inventario, che a quella di valutazione di impatto. Nello specifico sono stati presi in considerazione diversi metodi di valutazione di impatto relativi alla categoria "water scarcity".

Il lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico nell'ambito dell'Accordo di Programma tra RSE S.p.A. e il Ministero dello Sviluppo Economico - D.G. Nucleare, Energie rinnovabili ed efficienza energetica, in ottemperanza al DM, 8 marzo 2006.

2. Concetto di Water Footprint

La norma ISO 14046 ha fornito il quadro di riferimento metodologico per la valutazione dell'impronta idrica di prodotti, processi e organizzazioni. Una valutazione dell'impronta idrica coerente con lo standard ISO 14046 deve innanzitutto basarsi sulla LCA ed essere in accordo con i requisiti definiti dallo standard ISO14044. La Water Footprint mira a valutare, lungo l'intero ciclo di vita sia gli impatti determinati dal consumo di risorsa idrica sulla disponibilità della stessa per gli esseri umani e gli ecosistemi, che gli impatti diretti sulla risorsa idrica determinati dalle emissioni di inquinanti. Come riportato nella ISO 14046, i risultati della valutazione di impatto, possono consistere in un singolo indicatore (es: water scarcity footprint) relativo ad una singola categoria di impatto (es: water scarcity), o in un profilo di impatto, comprendente una serie di indicatori per diverse categorie di impatto (es: water scarcity, water eutrophication, aquatic ecotoxicity).

Nei paragrafi seguenti viene illustrata un'applicazione della metodologia per la valutazione della Water Scarcity Footprint.

3. Water Scarcity Footprint della produzione elettrica da cicli combinati in Italia

L'obiettivo dell'analisi è la valutazione dell'impronta idrica della produzione di energia elettrica da impianti a ciclo combinato alimentati a gas naturale in Italia. L'unità funzionale è 1kWh di elettricità netta prodotta da un impianto a ciclo combinato (non cogenerativo) alimentato a gas naturale e rappresentativo del parco impiantistico nazionale. Tali impianti rappresentano circa il 10% della produzione elettrica nazionale, il 15% della produzione termoelettrica e il 30% della produzione da Gas Naturale (Terna, 2014).

Vengono prese in considerazione tutte le fasi del ciclo di vita: approvvigionamento del combustibile (estrazione e trasporto), costruzione e dismissione dell'impianto, fase di esercizio. Sono stati utilizzati sia dati secondari, da banca dati Ecoinvent 3.2 (Wernet et al., 2016), che dati primari. Nello specifico l'efficienza dell'impianto è data dall'efficienza media dichiarata da TERNA (TERNA, 2014) per gli impianti di sola produzione elettrica a ciclo combinato a gas naturale italiani ed è aggiornata all'anno 2014. Il mix di importazione del gas naturale è, invece, stato definito sulla base dei dati

statistici pubblicati da SNAM (SNAM, 2014). L'utilizzo di tali dati, in luogo di quelli della banca dati, ha portato a differenze apprezzabili sui risultati, come mostrato al paragrafo successivo. Relativamente ai processi legati all'utilizzo di acqua per raffreddamento, i dati di Ecoinvent derivano dal lavoro condotto da Scown et al. (2011) e in particolare, dalle stime di prelievo e consumo per unità di energia elettrica prodotta da impianti termoelettrici statunitensi. Le percentuali di ripartizione delle tipologie di sistemi di raffreddamento (a singolo passaggio e a ricircolo) sono invece quelle riportate nel dataset di Ecoinvent per il ciclo combinato a gas naturale italiano e fanno riferimento a quelle riportate in Flörke et al. (2011) e valide in termini medi per l'Europa. Tale ripartizione è stata oggetto di un'analisi di sensibilità. Come già accennato, sono stati valutati gli impatti relativi alla categoria "water scarcity". L'applicazione di un metodo di valutazione di impatto per la categoria "water scarcity" consiste nell'attribuzione di un peso (fattore di caratterizzazione) ai consumi idrici associati ai singoli processi, lungo l'intero ciclo di vita. Il fattore di caratterizzazione dipende dalle condizioni di scarsità idrica della specifica area geografica dove il singolo processo avviene. Diversi sono i metodi di valutazione di impatto della water scarcity messi a punto nel corso degli anni e di recente è stato intrapreso dal WULCA (Water use life cycle assessment), un gruppo di lavoro nato nell'ambito dell'UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, un processo di armonizzazione finalizzato a convergere verso un metodo condiviso dalla comunità scientifica. Stante la fase di discussione ancora aperta, nel presente lavoro è stato ritenuto di interesse procedere con un confronto tra i risultati ottenuti mediante l'applicazione di diversi metodi di caratterizzazione, allo scopo di mettere in evidenza l'influenza della scelta del metodo sui risultati.

3.1. Analisi dei dati di inventario: i consumi idrici

Dei circa $9,7 \cdot 10^{-4}$ m³/kWh complessivi di risorsa idrica consumata da un ciclo combinato a gas naturale (CCGN), il 63% circa è attribuibile alla fase di esercizio ed è dovuto principalmente ai processi di raffreddamento. Mentre il contributo della fase di costruzione risulta trascurabile, quello della fase di approvvigionamento del gas naturale risulta essere rilevante, coprendo poco meno del 36% del consumo idrico dell'intero ciclo di vita. L'opportunità di utilizzare dati primari per l'efficienza dell'impianto e il mix di import del gas naturale è confermata dal fatto che il consumo idrico complessivo risulta il 20% in più rispetto a quello ottenuto utilizzando i dati di Ecoinvent 3.2.

Come accennato, valutare la Water Scarcity Footprint significa mettere in relazione i consumi idrici con i livelli di scarsità di risorsa che dipendono dalla localizzazione geografica dei processi. La corretta localizzazione dei processi è, dunque, determinante ai fini di una corretta valutazione. La *Figura 1* mostra i consumi idrici oltre che per fase del ciclo di vita, anche per localizzazione geografica. Nel sistema analizzato, spiccano le localizzazioni Italia- IT; Rest of the World-RoW, Europa-RER e Russia-RU. In particolare, se la fase di esercizio è prevalentemente legata al consumo idrico in Italia, le altre localizzazioni caratterizzano la fase di approvvigionamento del gas naturale, con una prevalenza del consumo idrico legato all'approvvigionamento del gas

dalla Russia, e la fase di costruzione dell'impianto, con una prevalenza della localizzazione RoW (legata fondamentalmente all'approvvigionamento di metalli ed altri materiali i cui processi si riferiscono a mercati medi globali).

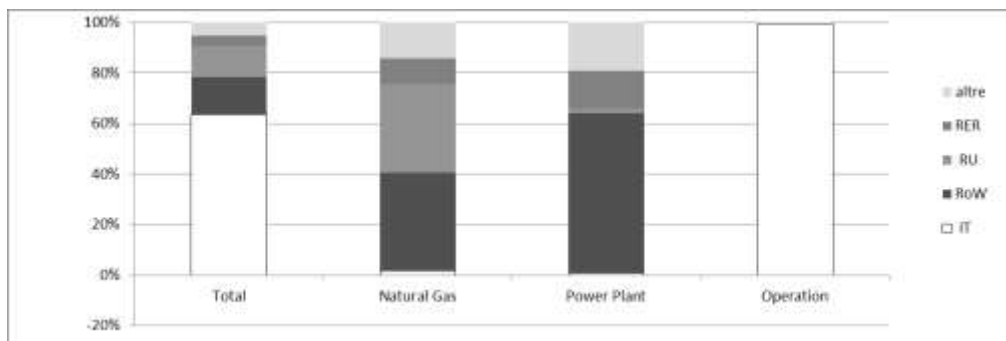


Figura 1: Ripartizione percentuale dei consumi idrici per fasi e per localizzazione.

L'approssimazione dei processi del background system con mercati medi e l'incertezza legata alla localizzazione dei processi può in alcuni casi rappresentare un punto di criticità per i risultati in termini di Water Scarcity Footprint, essendo i fattori di caratterizzazione legati alla localizzazione dei processi stessi.

3.2. Risultati: Water Scarcity Footprint

Di seguito vengono mostrati i risultati ottenuti dall'applicazione di diversi metodi di valutazione di impatto per la categoria "water scarcity". I metodi sono quelli definiti in Hoekstra et al. (2012), in Pfister et al. (2009), in Berger et al., (2014) e in Boulay et al. (2011)¹.

Nella fase di valutazione della Water Scarcity Footprint si passa da una misura del consumo idrico ad una misura di impatto sulla disponibilità della risorsa idrica. I consumi idrici dei singoli processi del ciclo di vita sono valutati, cioè, non in termini assoluti, ma in relazione alle condizioni di scarsità idrica locale.

In analogia con quanto fatto nell'analisi dei consumi idrici, vengono di seguito analizzati i risultati della valutazione di impatto allo scopo di mettere in evidenza le fasi del ciclo di vita che maggiormente contribuiscono all'impatto complessivo (Figura 2). Dal confronto tra i diversi metodi di valutazione si evince come la scelta del metodo sia aspetto cruciale dal momento che essa determina sensibili differenze nei risultati. I risultati ottenuti dall'applicazione dei metodi di Pfister et al. (2009) e Boulay et al. (2011) rispecchiano sostanzialmente i risultati ottenuti in termini di consumi (e descritti nell'analisi dei dati di inventario). L'applicazione dei fattori di caratterizzazione non influisce, cioè, sull'ordine di incidenza delle fasi, ma solo sulla loro rilevanza relativa, con una lieve diminuzione del contributo della fase di esercizio a favore di quella di approvvigionamento del gas naturale. Il metodo di Berger et al. (2014) pur non alterando l'ordine di incidenza delle fasi accentua il contributo della fase di esercizio a scapito di quella di approvvigionamento del combustibile. Nel caso,

¹ Viene utilizzata la versione semplificata del metodo Boulay et al. (2011), in cui nell'opzione nessun dato di qualità, viene calcolato solo un indicatore di scarsità.

invece, del metodo di Hoekstra et al. (2012), a consumi più rilevanti relativi alla fase di esercizio non corrispondono gli impatti più rilevanti in termini di scarsità idrica, che invece sono determinati dalla fase di approvvigionamento del combustibile.

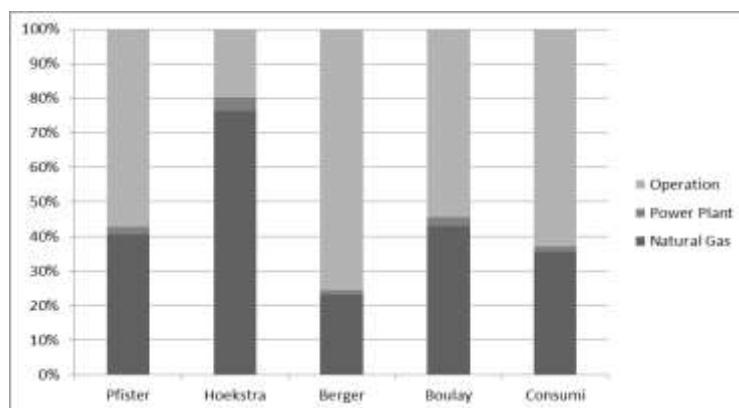


Figura 2: Contributo percentuale delle fasi alla water scarcity footprint: confronto tra diversi metodi di valutazione e con i consumi idrici.

4. Analisi di sensibilità

Nell'ambito della fase di esercizio, i dati relativi alle tipologie di sistemi di raffreddamento assumono una grande rilevanza dato il contributo predominante dei processi di raffreddamento al consumo complessivo. In Ecoinvent 3.2 il consumo medio per tipologia di impianto è calcolato sulla base di una ripartizione percentuale dei sistemi di raffreddamento (Flörke et al., 2011) considerata rappresentativa per l'Europa. Nel caso dell'Italia appare evidente come tale ripartizione possa, tuttavia, non essere rappresentativa del parco impiantistico, dal momento che presumibilmente una parte non trascurabile della produzione elettrica avviene in impianti che utilizzano acqua di mare per il raffreddamento (cui, quindi, si associa un consumo nullo in termini di water footprint).

Quella relativa ai sistemi di raffreddamento è un'informazione difficilmente reperibile, perché di norma non viene raccolta ed elaborata nell'ambito delle statistiche nazionali. Si è quindi fatto riferimento alla banca dati messa a punto nello studio di Girardi et al. (2016), per l'aggiornamento dei fattori emissivi degli impianti termoelettrici italiani, basata sulle dichiarazioni ambientali delle imprese registrate al Sistema comunitario di ecogestione e audit – EMAS. Sono state analizzate le dichiarazioni ambientali del campione di impianti presente in banca dati, rappresentativo della produzione italiana da cicli combinati a gas, allo scopo di ricavare specifiche informazioni sulle tipologie di sistemi di raffreddamento utilizzati negli impianti. Le informazioni sono state elaborate per ricavare la percentuale di impianti che utilizzano acqua di mare o raffreddamento ad aria, acqua dolce in sistemi a ricircolo (torri evaporative) e acqua dolce in sistemi a singolo passaggio.

Tabella 1: Ripartizione delle tipologie di sistemi di raffreddamento secondo la banca dati Ecoinvent e secondo le dichiarazioni EMAS.

Tipologia di raffreddamento	Flörke et al. 2011 (Ecoinvent 3.2)	EMAS
A singolo passaggio (Once-through)	73%	40%
A ricircolo (Recirculating)	27%	20%
Acqua di mare o sistema ad aria	-	40%

I risultati ottenuti con la ripartizione derivante dall'analisi delle dichiarazioni EMAS sono stati posti a confronto con quelli basati sulla ripartizione da letteratura (Flörke et al, 2011) e con quelli ottenuti considerando singolarmente le due soluzioni tecnologiche, a singolo passaggio e a ricircolo (Once-through, Recirculating).

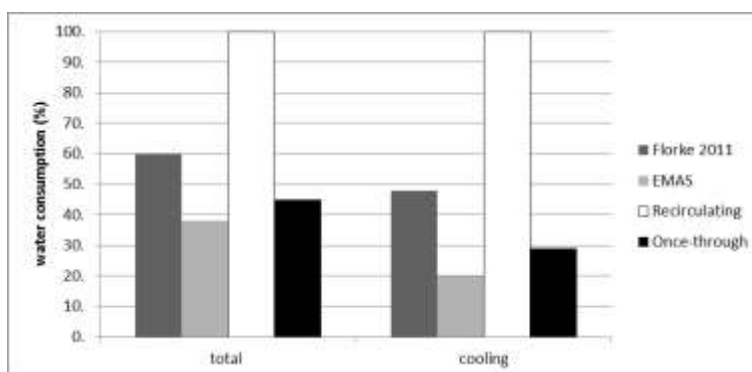


Figura 3: Consumi idrici a seconda della ripartizione percentuale di sistemi di raffreddamento utilizzata: i dati sono riportati rispetto alla soluzione tecnologica a ricircolo e sono riferiti all'intero ciclo di vita (total) e alla fase di esercizio (cooling).

In termini di consumi idrici complessivi l'utilizzo delle percentuali derivate dalle dichiarazioni EMAS determina una differenza nei risultati del 20% circa rispetto a quelli ottenuti utilizzando le ripartizioni percentuali di letteratura. L'utilizzo della ripartizione dello studio di Flörke et al., 2011 determina un consumo pari a circa il 60% di quello della tecnologia a ricircolo, mentre l'utilizzo della ripartizione derivante dall'analisi delle dichiarazioni EMAS, un consumo pari al 40% di quello della tecnologia a ricircolo. Inoltre, nel caso della ripartizione EMAS, la rilevante percentuale di impianti che si approvvigionano con acqua di mare (il cui consumo non va contabilizzato) riduce il peso relativo della fase di esercizio a favore di quella di approvvigionamento del gas naturale (Figura 4).

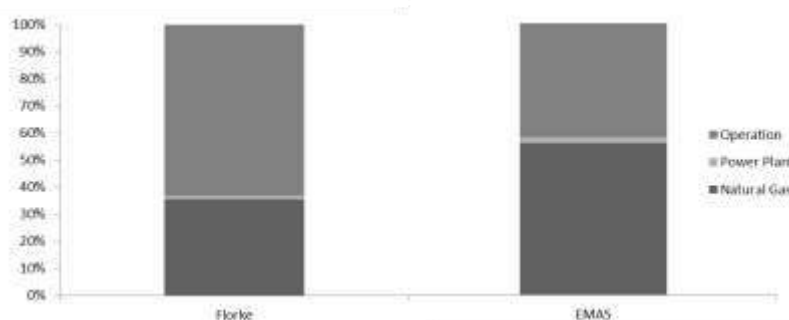


Figura 4: Confronto Flörke -EMAS: contributo delle fasi ai consumi idrici.

Passando alla valutazione di impatto, le differenze nei risultati in termini di Water Scarcity Footprint risultano accentuate o ridotte (rispetto a quelle riscontrate in termini di consumo idrico) a seconda del metodo di valutazione. Ad esempio, l'applicazione del metodo di Hoekstra et al. (2012) porta ad una riduzione delle differenze, dato il minor peso della fase di esercizio sull'impatto complessivo. Come prevedibile, invece, non si nota un particolare scostamento rispetto alle differenze evidenziate in termini di consumo, se si applica il metodo di Pfister et al. (2009). In ogni caso, qualunque sia il metodo di valutazione, l'utilizzo della ripartizione dei sistemi di raffreddamento ricavata dall'analisi della banca dati EMAS, in luogo di quella di Flörke et al. (2011), determina differenze non trascurabili sui risultati complessivi, con un minimo del 10% di differenza nel caso di applicazione del metodo di Hoekstra et al. (2012).

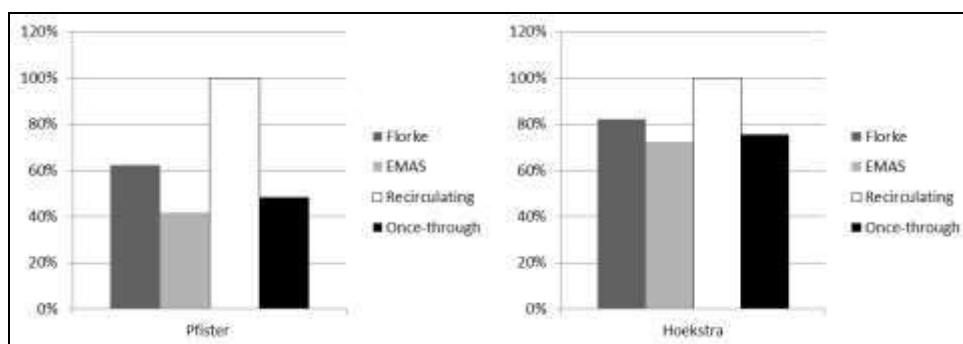


Figura 5: Water Scarcity Footprint a seconda della ripartizione percentuale di sistemi di raffreddamento utilizzata: i dati sono riportati rispetto alla soluzione tecnologica a ricircolo, per il metodo di Pfister et al. (2009) (a sinistra) e di Hoekstra et al. (2012) (a destra).

5. Conclusioni

L'applicazione della metodologia Water Footprint alla produzione di energia elettrica da cicli combinati a gas naturale ha consentito di trarre alcune conclusioni utili per similari applicazioni in ambito energetico.

Dei circa $9,7 \cdot 10^{-4}$ m³/kWh complessivi di risorsa idrica consumata da un ciclo combinato a gas naturale, il 63% circa è attribuibile alla fase di esercizio ed è dovuto principalmente ai processi di raffreddamento. Il contributo della fase di approvvigionamento del gas naturale è rilevante, seppure decisamente inferiore all'esercizio, coprendo il 36% del consumo idrico complessivo, mentre residuale risulta quello della fase di costruzione dell'impianto. L'utilizzo di dati primari sia per l'efficienza di impianto, che per il mix di importazione del gas naturale è risultato importante ai fini di una corretta valutazione.

La scelta del metodo di valutazione di impatto è un aspetto cruciale: diversi metodi di valutazione della Water Scarcity Footprint portano a differenze nei risultati, in alcuni casi, tutt'altro che trascurabili. Ciò suggerisce la necessità di un'attenta interpretazione dei risultati che tenga sempre ben presente anche i risultati ottenuti a livello di inventario, ovvero in termini di consumi idrici.

L'analisi di sensibilità ha messo in evidenza il ruolo determinante dei dati relativi alle tipologie di sistemi di raffreddamento per valutazioni nel contesto italiano.

L'utilizzo di dati dedotti dalle dichiarazioni ambientali delle aziende registrate EMAS, in luogo di quelli di letteratura, porta a differenze in termini di consumi idrici del 20% circa e in termini di Water Scarcity Footprint più o meno accentuate a seconda del metodo di valutazione e, comunque, sempre superiori al 10%.

6. Bibliografia

Berger, M, van der Ent, R, Eisner, S, Bach, V, Finkbeiner, M, 2014. Water accounting and vulnerability evaluation (WAVE): considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting. *Environ Sci Technol.* 48(8), 4521-452.

Boulay, AM, Bulle, C, Bayart J B, Deschênes, L, Margni, M, 2011. Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environ Sci Technol.* 45(20), 8948–8957.

D.M. 8 marzo 2006. G.U. della Repubblica italiana n. 63 del 16 marzo 2006.

Flörke, M, Teichert, E, Bärlund, I, 2011. Future changes of freshwater needs in European power plants. *Management of Environmental Quality: An International Journal.* 22(1), 89-104.

Girardi, P, Brambilla, P C, Gargiulo, A, 2016. LCA comparativo di auto elettriche e tradizionali in ambito urbano: dalla micro car alla familiare. RSE, Ricerca di Sistema, 16002508. <<https://www.rse-web.it>>.

Hoekstra, A Y., Mekonnen, M M., Chapagain, A K., Mathews, R E., Richter, B D., 2012. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. *PLoS One.* 7(2), e32688.

International Energy Agency, 2012. World Energy Outlook 2012, OECD/IEA, Paris. <<http://www.iea.org/publications>>.

ISO, 2014. ISO 14046:2014 Environmental management- Water footprint- Principles, requirements and guidelines. 1st Edition 2014.

ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. 2nd Edition 2006.

ISO, 2006. ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. 1st Edition 2006.

Mekonnen, M M, Gerbens-Leenes, P W, Hoekstra, A Y, 2015. The consumptive water footprint of electricity and heat: a global assessment. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 1(3), 285-297.

Pfister, S, Koehler, A, Hellweg, S, 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol.* 43(11), 4098-4104.

Pfister, S, Saner, D, Koehler, A, 2011. The environmental relevance of freshwater consumption in global power production. *Int. J. Life Cycle Ass.*, 16(6), 580-591.

Regolamento (CE) n. 1221/2009 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 25 novembre 2009, sull'adesione volontaria delle organizzazioni a un sistema comunitario di ecogestione e audit (EMAS). G.U. dell'Unione europea n. 342 del 22 dicembre 2009.

Scown, C D, Horvath, A, McKone, T E. Water Footprint of U.S. Transportation Fuels. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45 (7), 2541–2553. Supporting Information.

SNAM, 2014. Bilancio di sostenibilità, viewed Mar 2015, <<https://www.snam.it>>.

TERNA, 2014. Dati Statistici 2014, viewed Mar 2015, <<https://www.terna.it/it-sistemaelettrico/statisticheeprevisori/dati-statistici.aspx>>.

Wernet, G, Bauer, C, Steubing, B, Reinhard, J, Moreno-Ruiz, E, Weidema, B, 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Ass.* [online] 21(9),1218–1230.

Procedure di allocazione nella metodologia LCA e tendenze settoriali verso un'economia circolare

Serena Giorgi*, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email*: serena.giorgi@polimi.it

Abstract

L'analisi mira ad evidenziare come i differenti approcci di allocazione dei carichi ambientali nei vari cicli di vita di un prodotto nel caso di processi di riciclo rispecchino l'interesse di premiare la riciclabilità oppure il contenuto di riciclato orientando dunque le decisioni e le politiche e favorendo alcuni tipi di prodotti rispetto ad altri. L'intenzione della Commissione Europea di definire una metodologia di calcolo condivisa e armonizzata ha portato i diversi stakeholder a manifestare le proprie preferenze verso i differenti approcci oggi praticati. Attraverso la lettura delle diverse metodologie, si vuole restituire un quadro sistematico delle tendenze in atto nei diversi settori (con particolare attenzione nei confronti del settore edilizio), anche in vista della nuova formula di allocazione nell'ambito della PEF e delle politiche sull'economia circolare.

1. Introduzione

Le iniziative europee identificano il riciclaggio dei rifiuti e i processi di scambio di sottoprodotti tra aziende (simbiosi industriale) come strategie fondamentali per limitare la dipendenza dalle importazioni e ridurre l'impatto ambientale. Viene quindi incentivato lo sviluppo di politiche improntate alla promozione di attività rivolte all'utilizzo di prodotti riciclati e riciclabili: la tendenza è alla conversione dell'economia attuale, basata principalmente su un modello lineare (*take, make, use, dispose*) in un'economia circolare, basata sulla riduzione dello sfruttamento delle risorse naturali e il contenimento della produzione dei rifiuti. Numerosi e differenti sono le strategie e gli strumenti a cui è possibile fare riferimento per la promozione e l'attivazione di tali politiche. Attualmente vi sono, infatti, da un lato strumenti di incentivo cogenti, come i criteri ambientali per il GPP, che indicano percentuali minime di contenuto di materia prima seconda riciclata, o strumenti volontari, come le certificazioni ambientali di prodotto che cercano di premiare l'uso di materiali riciclati e riciclabili; dall'altro vi sono normative che sembrano ostacolare l'attivazione di pratiche di riciclaggio, specialmente nel settore edilizio e la carenza di strumenti di verifica della "qualità" del riciclo e dell'efficacia ambientale del riciclo. Nell'attuale quadro di trasformazione la valutazione dell'efficacia del riciclo è fondamentale, e di conseguenza si impone la definizione e l'adozione di strumenti che consentano di quantificare i costi e i benefici ambientali dei processi di riciclo e dei prodotti riciclati.

La Commissione Europea, con la pubblicazione della "Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse" ha ulteriormente rafforzato e definito il futuro ruolo della metodologia di valutazione dell'impatto ambientale, spiegando che intende "istituire un approccio metodologico comune per consentire agli Stati membri e al settore privato di valutare, rendere note e

confrontare le prestazioni ambientali dei prodotti, dei servizi e delle aziende sulla base di una valutazione globale del loro impatto ambientale nel corso del loro ciclo di vita (impronta ecologica)” (European Commission, 2011). Il *Life Cycle Assessment* (LCA) è stato riconosciuto come lo strumento più idoneo per misurare l'impatto ambientale di un prodotto e i danni causati alla salute umana e agli ecosistemi, per l'intero ciclo vita, dall'estrazione dei materiali fino alla loro dismissione. Tuttavia, viene esplicitato che alcuni risultati LCA, possono essere di difficile interpretazione e che il confronto dei risultati al fine di sviluppare migliori strategie produttive presenti alcuni aspetti di criticità (European Commission, 2015). Per rispondere a questa lacuna, i ricercatori del JRC e della Commissione europea stanno definendo regole comuni di calcolo per valutare l'impatto ambientale dei prodotti immessi sul mercato. Ciò ha portato alla definizione della PEF (*Product Environment Footprint*) e dell'OEF (*Organisation Environment Footprint*) (European Commission, 2013) che mira ad introdurre metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni, applicando la metodologia *Life Cycle Assessment*.

Una ulteriore iniziativa riguarda il metodo REAPro (*resource efficiency assessment of products*) metodo basato sull'approccio *life-cycle* per identificare le componenti di un prodotto che sono rilevanti per possibili misure volte a migliorare l'efficienza complessiva del prodotto) che è stato specificamente sviluppato per essere utilizzato nel quadro delle diverse politiche di prodotto, tra cui nella *EcoDesign Directive* (direttiva 2009/125/CE), nel marchio *Ecolabel* UE (regolamento CE 66/2010) e nel *Green Public Procurement* (COM 400, 2008) (Allacker et al. 2014).

Questi metodi a sostegno delle politiche di prodotto includono specifiche per la modellazione delle fase *end-of-life* (EoL) e dei processi di produzione delle materie prime seconde e provvedono alla definizione delle procedure di allocazione degli impatti ambientali tra la prima e la seconda vita dei prodotti. Tali definizioni metodologiche rivestono un ruolo di fondamentale importanza anche rispetto alla definizione di azioni e strategie relative alle politiche sull'economia circolare (Vogtländer et al., 2001). La questione riguarda l'allocazione dei carichi e dei benefici ambientali nei casi di riciclo pre-consumo, ovvero per i sottoprodotti dei cicli di produzione, e di post-consumo, ovvero per i materiali a fine vita. Risulta ancora difficile trovare procedure uniformi e ben condivise per affrontare il tema delle allocazioni (Toniolo et. al., 2017).

La norma ISO 14044 (2006) non definisce esplicitamente come ripartire gli impatti ambientali in questi casi e ciò ha dato origine a diversi metodi di allocazione: da una parte quelli orientati ad attribuire la premialità al contenuto di riciclato (*input oriented*) e dall'altra parte quelli orientati a premiare la riciclabilità a fine vita (*output oriented*) (Lavagna, 2017).

Nell'ambito delle politiche sull'economia circolare e del dibattito sulla nuova formula di allocazione della PEF, si vuole quindi restituire un quadro sulle tendenze dei vari settori riguardo i diversi metodi di allocazione, esprimendo con particolare attenzione l'orientamento del settore edilizio.

2. Le procedure di allocazione: scopi, approcci, metodi e applicazioni

Il dibattito attorno alle possibili procedure di allocazione dei carichi e dei benefici ambientali in situazioni di multifunzionalità del sistema, cioè nei casi di co-produzione, riciclo e recupero energetico di sottoprodotti o di materiali a fine vita, è stato molto acceso fin dai primi anni Novanta (Schaltegger, 1996), e recentemente anche nell'ambito della PEF. Gli approcci spesso vengono adottati in relazione al tipo di riciclo: a ciclo chiuso (*closed loop*) ovvero quando il materiale riciclato confluisce nello stesso tipo di prodotto conservando le sue proprietà originarie, o a ciclo semi-chiuso (*semi-closed loop*) nel caso in cui il materiale riciclato confluisce in un altro tipo di prodotto conservando sempre le sue proprietà originarie, o a ciclo aperto (*open loop*) quando il materiale riciclato confluisce in un altro tipo di prodotto e perde le sue proprietà originarie (*downcycling*) (Lighthart et al. 2012).

Nella ISO 14044 viene sottolineato che, dove è possibile, l'allocazione deve essere evitata, preferendo risolvere la multifunzionalità del processo attraverso l'espansione di sistema (*system expansion*) utilizzando, per la risoluzione, l'aggiunta di processi monofunzionali ($AB=A+B$) derivanti da dati medi del mix statistico di mercato (*average market data*). Quando invece ciò non è possibile, per risolvere un sistema multifunzionale, è necessario applicare procedure di allocazione.

Esistono differenti approcci per affrontare il tema dell'allocazione: il *partitioning approach* (chiamato anche allocazione nel senso stesso della parola) e il *substitutional approach* (che utilizza la logica degli impatti evitati) (Heijungs et al. 2007). Il primo è in relazione al modello *attributional* del LCA, il quale pone l'obiettivo verso l'analisi e la descrizione dell'attuale e reale situazione, conteggiando tutti gli impatti come se si trattasse di un'istantanea attuale di un certo prodotto o servizio; il secondo è in relazione al modello *consequential* del LCA, che mira ad ipotizzare le conseguenze, conteggiando impatti che si potrebbero verificare o evitare in una situazione futura (Ekvall, 2016).

MODELLO	APPROCCIO	METODO	APPLICAZIONE NELLE NORME	APPLICAZIONE NELLE ETICHETTE
ATTRIBUTIONAL consider the flows in the environment within a chosen temporal window (Ekvall, 2016)	SYSTEM EXPANSION (average market data)	No allocation		
	PARTITIONING	Allocation (economic, mass, energy) Cut-off (100-0 approach) <i>INPUT ORIENTED</i>	UNI EN 15804; PAS 2050 open loop.	EPD
CONSEQUENTIAL consider how the flows may change in response to decision (Ekvall, 2016)	SUBSTITUTION APPROACH (marginal data)	End-of-life recycling method or avoided burden method (0-100 approach) <i>OUTPUT ORIENTED</i>	ISO/TS 14067 closed loop; PAS 2050 closed loop; BPX 30-323-0 open loop with market disequilibrium.	
		waste mining method <i>INPUT ORIENTED</i>		
		50/50 method	BPX 30-323-0 open loop with no market disequilibrium; ISO/TS 14067 open loop (formula estesa).	PEF

Figura 1: riassunto approcci e metodi (rielaborazione da Schrijvers, 2016; Tagliabue, 2015).

Il *partitioning approach* (metodo *attributional*) si basa sulla divisione di processi multifunzionali in un numero di processi monofunzionali indipendenti.

I benefici e i carichi vengono ripartiti in base a criteri di allocazione su base di massa, energia contenuta, o prezzo di mercato. Ne risulta che tutti i cicli di vita di un prodotto contengano in parte gli impatti relativi alla fase di estrazione delle materie prime (V1,2,3), del processo di produzione (P1) e dei trattamenti di riciclaggio (R1,2) e smaltimento dei rifiuti (W1,2,3). Lo standard ISO 14044 propone un ordine di preferenza per le differenti opzioni di allocazione: predilige l'applicazione dei principi di causalità fisica per l'assegnazione dei carichi ambientali, come la massa o il valore energetico, mentre pone in seconda battuta l'applicazione di altri principi di causalità come il valore economico (Chen et al., 2010). Il motivo è che la procedura di assegnazione in base alla massa presenta il vantaggio di essere relativamente costante nel tempo, infatti il rapporto quantitativo tra prodotto e sottoprodotto è raramente variabile, a meno che non si verifichi un miglioramento tecnologico nella produzione; invece l'assegnazione su base economica ha lo svantaggio di essere instabile a causa di eventuali fluttuazioni dei prezzi di mercato. In molti casi, però, la massa del sottoprodotto, il quale viene prevalentemente riutilizzato per generare un prodotto di bassa qualità, può essere superiore a quella del prodotto principale, utilizzato per realizzare un prodotto di qualità. In questo caso l'allocazione in base alla massa darebbe eccessiva premialità (in termini di riduzione degli impatti) al prodotto di prima vita che in realtà è l'origine delle attività che causano impatto. In questo contesto la procedura di assegnazione economica può essere più adatta rispetto all'allocazione di massa, in quanto tiene conto del valore economico dei principali prodotti e sottoprodotti.

Appartiene al *partitioning approach* anche il metodo di allocazione *cut-off*, identificato anche come metodo 100-0. In questo caso gli impatti vengono assegnati direttamente al prodotto che li genera, quindi i carichi ambientali di produzione da materia prima vergine (V1+P1) e gli impatti di dismissione della porzione dei rifiuti (W1) sono totalmente assegnati alla prima vita del prodotto; al prodotto riciclato (seconda vita) sono invece assegnati gli impatti del processo di riciclaggio (V3+R2) e gli impatti finali di dismissione (W3). Alcune metodologie che hanno adottato questo tipo di approccio sono l'*International EPD System*, la EN 15804 dal modulo A al C (e gli standard del settore edilizio) e la PAS 2050 nel caso di *open loop*.

Altro approccio volto a risolvere il problema della multifunzionalità è quindi il *substitution approach* (modello *consequential*), risolvibile attraverso dati di mercato (*marginal data*). Il *substitution approach*, che molti autori (Tillman et al. 1994, Lindfors et al. 1995) sostengono concettualmente simile al *system expansion*, si basa sul concetto dell'impatto evitato, attraverso la sottrazione di un processo dal sistema multifunzionale ($AB-B=A$). Questo approccio richiede molte più informazioni rispetto all'approccio del *partitioning*. Inoltre è molto difficile riuscire a specificare ogni processo/impatto evitato con un processo monofunzionale. Anche la determinazione di equivalenza tra processi comporta diverse problematiche.

In questo approccio si trova il metodo *end of life recycling*, chiamato anche *avoid burned* oppure *recyclability substitution* o *closed-loop approximation*, identificato anche come metodo 0-100. Alla prima vita del prodotto vengono sottratti gli impatti evitati dalla mancata produzione del materiale nella seconda vita (P1') assegnando invece gli impatti del processo di riciclo (R1) e del trattamento dei rifiuti o scarti derivanti dal processo del prodotto primario (W1). In questo modo, nella prima vita, gli impatti di produzione (P1) vanno quasi ad annullarsi grazie al beneficio di mancata produzione della seconda vita (P1'); e nella seconda vita i benefici di mancata produzione della terza vita del prodotto (P2') vanno ad annullare i soli carichi del processo di riciclaggio assegnati (che sono minori rispetto a quelli di produzione). Ciò comporta il rischio del doppio conteggio del beneficio (double counting). Nella norma EN 15804, il ciclo di vita è diviso in moduli da A a D. Nei Modulo da A a C, viene applicato il metodo cut-off. Tuttavia, nel modulo D, il beneficio ambientale per il futuro riciclaggio del materiale stesso viene calcolato applicando il metodo end of life recycling. Altre metodologie che adottano l'approccio 0-100 sono la PAS 2050 nel caso di closed loop e la BPX 30-323-0 nel caso di open loop with market disequilibrium, cioè quando la domanda di materiale secondario è superiore all'offerta.

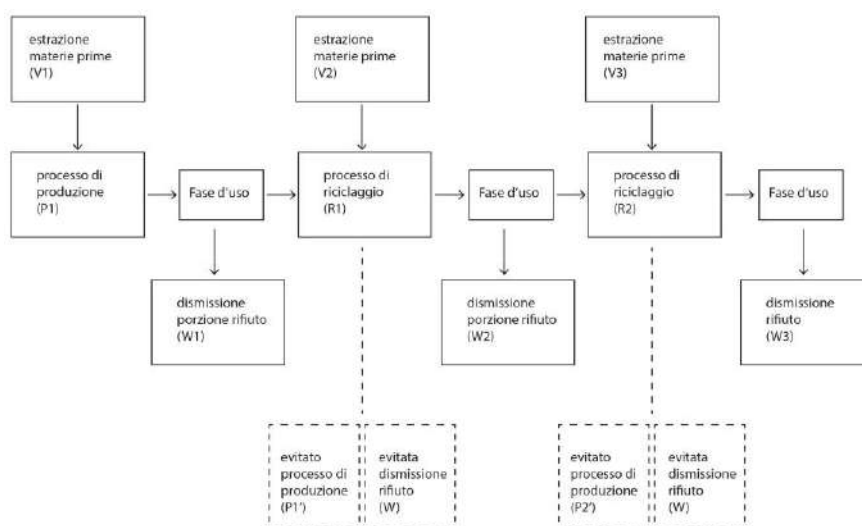


Figura 2: processi di un prodotto considerando tre cicli di vita.

Il secondo metodo che segue il *substitution approach* è chiamato *waste mining method*. Esso viene descritto nell'ILCD Handbook, ma non è stato adottato da altre linee guida (Schrijvers, 2016). Si differenzia, però, dal metodo *end of life recycling* perchè sottrae gli impatti dalla seconda vita del materiale anziché dalla prima; infatti sottrae nella seconda vita gli impatti evitati (grazie al riciclo) del mancato smaltimento in discarica dei rifiuti del primo ciclo di vita (W).

In ultimo, si trova il metodo 50/50 nel quale gli impatti evitati di produzione da materia prima vergine (P1', P2') e gli impatti evitati di trattamento dei rifiuti (W) sono ripartiti tra la prima e la seconda vita in ugual porzione. In questo caso si

trova la volontà di promuovere sia il riciclo dopo l'uso che il contenuto di materiale riciclato nei prodotti, ponendosi come via di mezzo tra gli approcci 100-0 e 0-100. L'applicazione di questo tipo di approccio si trova nella PEF e nella BPX 30-323-0 nel caso di *open loop with no market disequilibrium*, cioè quando la domanda di materiale secondario è effettivamente soddisfatta dall'offerta.

La perdita di qualità delle proprietà intrinseche del materiale (*downcycling*) viene presa in considerazione attraverso un fattore di correzione; tale differenza di qualità tra i diversi cicli di vita sono invece implicitamente conteggiati dalle allocazioni economiche, di massa o energia nella procedura di riciclaggio a ciclo aperto nell'*attributional approach*.

3. Tendenza dei vari settori

I diversi metodi di risoluzione della multifunzionalità di un sistema, portano a differenti risultati riguardo il profilo ambientale del prodotto. Assegnando pesi diversi di allocazione, in molti casi, è possibile “giocare” con gli impatti del ciclo di vita (Hanes et al. 2015) e la scelta del metodo di allocazione può avere un riscontro considerevole sui risultati di una LCA (Wardenaar, 2012).

Gli approcci *input oriented* restituiscono il quadro degli impatti che si sono verificati all'interno del contesto del sistema modellato, quindi il materiale che confluisce nel processo di riciclaggio non viene considerato parte del sistema (Lighthart et al. 2012). Di conseguenza, esso, promuove l'uso dei prodotti ad alto contenuto di riciclato (Shen et al., 2010) e non premia la potenziale riciclabilità sulla prima vita del prodotto: al sistema che utilizza materiale secondario viene attribuita la premialità di un ridotto impatto ambientale dovuto al contenuto di riciclato (che ha ragionevolmente un minor impatto rispetto alla produzione da materie prime vergini). Tale approccio viene applicato nel metodo *cut-off*. L'approccio *output oriented*, invece, promuove la potenziale riciclabilità (Shen et al., 2010) di un prodotto, assegnando i benefici ambientali (in termini di impatti evitati) al prodotto iniziale al quale è attribuito il requisito di fornire alla seconda vita materiale per il riciclo, evitando di conseguenza ulteriori impatti di estrazione di materia prima e produzione (Lighthart et al. 2012). Tale approccio, che viene applicato nel metodo *end of life recycling* o *avoid method*, però, tende a ipotizzare un accadimento futuro facendo riferimento a un potenziale tasso di riciclaggio del materiale stesso, azione che, nel caso di riciclo post-consumo, potrebbe avvenire dopo molti anni e quindi essere di difficile previsione (in particolare nel caso degli edifici).

Attraverso l'adozione di un determinato approccio nelle normative di riferimento, alcuni settori hanno già espresso la preferenza tra le due tendenze. Il settore delle costruzioni, rifacendosi alla norma EN 15804, nel caso della valutazione di prodotti edili, e alla norma EN 15978 nel caso di valutazione dell'intero edificio, condivide il metodo *cut-off (input oriented)*. Infatti, la lunga durata di vita di un edificio rende poco affidabili le previsioni di futuro riciclaggio del materiale. Diventa, quindi, più opportuno stimolare i processi di riciclaggio premiando il contenuto di riciclato che risulta essere un dato di fatto monitorabile. Al

contrario, per il settore del mercato dei metalli sono preferibili metodi end-of-life recycling o avoided impact che premiano la riciclabilità del prodotto (Dubreuil et al., 2010), in quanto i metalli sono riciclabili infinite volte e ciò evita l'estrazione di ulteriore materia prima (output oriented). A fronte di questa generale varietà di approcci, la volontà di una metodologia utile ad armonizzare i diversi standard e metodi esistenti, quale la PEF, è sicuramente di grande interesse (Allacker, 2016). All'interno degli studi pilota, è innanzitutto prevalsa l'intenzione di adottare un metodo unico, utilizzabile in qualsiasi modello di sistema (a ciclo chiuso, semichiuso o aperto) che potesse restituire una sola lettura per ogni prodotto e inizialmente si è fatto riferimento al metodo 50/50. Nelle ultime fasi decisionali, però, nella formula Circular Footprint è stato proposto un fattore di allocazione (ancora in fase di discussione) per l'assegnazione dei carichi e dei benefici tra i due cicli di vita del prodotto, fissato all'interno di un range così da riflettere le diverse realtà di mercato. Nella PEF il fattore di allocazione (A) deve essere compreso nel range $0,2 \leq A \leq 0,8$ (dunque non più un rigido 0,5), in base alle diverse categorie materiche, al fine di orientare il mercato verso il contenuto riciclato o la riciclabilità alla fine del ciclo di vita. L'elemento chiave per determinare i valori del fattore A risulta l'analisi della situazione di mercato. Un valore pari a 0,2 si applica quando c'è bassa offerta di materiali riciclabili e forte domanda (la formula premia la riciclabilità a fine vita); un fattore pari a 0,8, quando si verifica alta offerta di materiali riciclabili e bassa domanda (la formula premia il contenuto di materiale riciclato); un valore medio pari a 0,5 quando c'è equilibrio tra domanda e offerta (la formula premia sia la riciclabilità a fine vita sia il contenuto di materiale riciclato) (PEF version 6.1, 2017). La PEF mette a disposizione i valori A rappresentativi di ogni settore, attraverso una tabella aggiornata periodicamente dalla Commissione europea. Se un valore non è disponibile si applica il valore medio 0,5. Analizzando la tabella si può notare che per i settori produttivi di metalli, carta e vetro viene privilegiata la prima vita e la riciclabilità, utilizzando un fattore 0,2; i settori produttivi di materiale plastico, prodotti chimici, gomme e materiali a base bituminosa si collocano a metà con un fattore pari a 0,5; per i settori della lavorazione del legno, per la produzione di pannelli OSB o isolanti a base di fibre di legno viene privilegiato il contenuto di riciclato, con un fattore di 0,8.

4. Conclusioni

Nel presente lavoro si sono trattate le procedure di allocazione dei carichi e dei benefici ambientali nei cicli di vita di un prodotto. Si sono distinti i due modelli di descrizione nell'ambito di valutazione LCA: *attributional*, ovvero la descrizione della situazione attuale e reale, e *consequential*, l'ipotesi di situazioni che potranno accadere; si sono individuati i differenti approcci e i relativi metodi di allocazione, che, a loro volta, rappresentano l'intento di premiare la prima o la seconda vita di un prodotto. Inoltre si sono indicate le normative tecniche che adottano tali diversi metodi per la valutazione ambientale LCA e di conseguenza le tendenze dei settori produttivi.

Si può sostenere che il dibattito scientifico non ha ancora trovato una risposta tra le diverse tendenze a favore della riciclabilità o a favore del contenuto di

riciclato o di equilibrio tra le due. La decisione “politica”, nella PEF, di utilizzare un coefficiente di allocazione variabile per tipo di materiale continua ad incoraggiare la distinzione di diverse propensioni metodologiche tra un settore e l'altro, di fatto non portando a una “metodologia unica” come si auspicava avvenisse.

Si può sostenere che nel settore delle costruzioni sia ragionevole la scelta di privilegiare l'approccio *attributional* e il metodo *cut-off*, dati i lunghi tempi di vita utile dell'edificio e dunque l'incertezza previsionale sulle modalità di riciclo. Sicuramente questo non incentiva la scelta di materiali riciclabili in edilizia, e dunque può costituire un limite all'innescarsi di processi virtuosi di economia circolare, in un settore peraltro scarsamente orientato al riciclo a fine vita se non in forme di *downcycling* degli inerti usati per riempimenti e sottofondi stradali. Nello stesso tempo la corsa alla riciclabilità a fine vita non deve costituire un rischio di compromissione di aspetti prioritari quali la qualità e durevolezza dei materiali da costruzione, particolarmente importante in beni durevoli come gli edifici.

5. Bibliografia

Allacker, K, Mathieux, F, Manfredi, S, Pelletier, N, De Camillis, C, Ardente, F, Pant, R, 2014. Allocation solution for secondary material production and end of life recovery: Proposals for product policy initiatives. *Resources, Conservation and Recycling*. 88, 1-12.

Allacker, K, Mathieux, F, Pennington, D, Pant, R, 2016. The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative. *Int J Life Cycle Assess*. Springer DOI 10.1007/s11367-016-1244-0.

Chen, C, Habert, G, Bouzidi, Y, Jullien, A, Ventura, A, 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*. 54, 1231-1240.

Dubreuil A, Young SB, J. Atherton, Gloria TP, 2010. Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 15:621–634.

Ekvall, T, Azapagic, A, Finnveden G, Rydberg T, Weidema, BP, Zamagni A, 2016. Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. *Int J Life Cycle Assess*. 21:293–296.

EU Commission, 2011. Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse. COM (2011). 571.

EU Commission, 2013. Raccomandazione 2013/179/UE. Gazzetta Ufficiale L 124.

EU Commission, 2015. Science for environment Policy, Improving resource efficiency: new method identifies key areas of product improvement.

Hanes RJ, Cruze NB, Goel PK, Bakshi BR, 2015. Allocation Games: Addressing the Ill-Posed Nature of Allocation. *Life-Cycle Inventories. Environ. Sci. Technol*, 49, 7996–8003.

Heijungs, R, Guinée, JB, 2007. Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*. 27, 997-1005.

ISO, 1998. ISO/IEC 15504:1998(E) Information technology - Process assessment. 1st Edition 1999.

Lavagna, M, 2017. Qualità ed efficacia ambientale del riciclo: il ruolo delle valutazioni LCA, in Migliore, M. e Talamo, C., *Le utilità dell'inutile. Economia circolare e strategie di riciclo dei rifiuti pre-consumo per il settore edilizio*, Maggioli Editore, pp. 221-231.

- Ligthart, TN, Ansems T(A)MM, 2012. Modelling of Recycling in LCA, in Damanhuri, E. (editor), Post-Consumer Waste Recycling and Optimal Production, InTech, <http://www.intechopen.com/>
- Lindfors, L-G, Christiansen, K, Hoffman, L, Virtanen, Y, Juntilla, V, Leskinen, A, Hanssen, O-J, Rønning, A, Ekvall, T, Finnveden, G, 1995. LCA-Nordic. Technical reports No. 1-9. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Product Environmental Footprint Category Rules Guidance, version 6.1, 2017. <http://www.mr.gov.pl/media/33338/PEFCR.pdf>
- Schaltegger, S, Braunschweig, A, Büchel, K, et. al., 1996. Life Cycle Assessment (LCA) -Quo vadis?. Birkhäuser Verlag Editor.
- Schrijvers, DL, Loubet, P, Sonnemann, G, 2016. Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA. *Int J Life Cycle Assess.* 21:994-1008.
- Schrijvers, DL, Loubet, P, Sonnemann, G, 2016. Developing a systematic framework for consistent allocation LCA. *Int J Life Cycle Assess.* 21:976-993
- Shen L, Worrell E, Patel MK, 2010. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 55 34–52.
- Tagliabue, L, 2015. Modellazione di riciclo, riuso e recupero energetico nelle analisi del ciclo di vita dei prodotti: un confronto fra le equazioni disponibili nella normativa tecnica. *Ingegneria dell'ambiente.* 2 (3), 45-63.
- Tillman, AM, Ekvall, T, Baumann, H, Rydberg, T, 1994. Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production.* 2 (1), 21-29.
- Toniolo S, Mazzi A, Pieretto C, Scipioni A, 2017. Allocation strategies in comparative life cycle assessment for recycling: Considerations from case studies. *Resources, Conservation and Recycling* 117, 249–261.
- UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2011. Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. A basis for Greener Processes and Products.
- Vogtländer JG, Brezet HC, Hendriks CE, 2001. Allocation in Recycling Systems, An Integrated Model for the Analyses of Environmental Impact and Market Value. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6:344-355.
- Wardenaar T, Ruijven T, Beltran AM, Vad K, Guinée J, Heijungs R, 2012. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. *Int J Life Cycle Assess* 17:1059–1067.

Produzione di latte e impatto ambientale: effetto del sistema colturale e della razione somministrata alle bovine

G. Gislon ¹, L. Bava ¹, J. Bacenetti^{2*}, A. Tamburini ¹, M. Zucali ¹, A. Sandrucci ¹

¹ Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, Produzione, Territorio, Agroenergia, Università degli Studi di Milano, Via G. Celoria 2, 20133 Milano, Italia.

² Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Università degli Studi di Milano, Via G. Celoria 2, 20133 Milano, Italia.

Email*: jacopo.bacenetti@unimi.it

Abstract

Scopo di questo studio è quello di valutare come l'adozione di diverse diete somministrate a bovine da latte e di conseguenza la scelta di diversi sistemi colturali per la produzione aziendale di foraggi possa incidere sull'impatto ambientale della produzione di latte bovino. A tal fine, partendo da un caso studio reale rappresentato da un'azienda zootecnica collocata in areale irriguo della Pianura Padana, sulla base dei dati di 134 aziende agricole e di dati presenti in bibliografia, sono stati identificati 3 scenari alternativi ognuno rappresentante un sistema colturale differente rispetto a quello base adottato nell'azienda di riferimento. Mantenendo costante la produzione latte annua e modificando la razione degli animali ed eventualmente l'acquisto di mangimi extraaziendali, lo studio LCA ha evidenziato che la scelta di coltivare colture proteiche sulla superficie aziendale consente di ridurre fino a un massimo del 30% gli impatti rispetto allo scenario base mentre la coltivazione di fieni comporta un peggioramento dei risultati ambientali.

1. Introduzione

L'alimentazione degli animali è un punto critico per il settore zootecnico, sia in termini di efficienza produttiva che in termini di impatto sull'ambiente (Mogensen et al., 2014): in particolare nel settore del latte la produzione di alimenti rappresenta un importante contributo al riscaldamento globale potenziale, all'acidificazione e all'eutrofizzazione (Bacenetti et al., 2016). Ottimizzare quindi la nutrizione animale è uno dei metodi più applicabili per migliorare la sostenibilità dei sistemi produttivi dei ruminanti (White, 2016).

Nel nord Italia le razioni delle vacche da latte sono generalmente basate sui foraggi, quasi del tutto coltivati in azienda, e sui concentrati, parzialmente autoprodotti e parzialmente acquistati (soprattutto gli alimenti proteici).

Le colture foraggere più diffuse sono il mais da insilato, la loiessa, l'erba medica, il prato stabile e i cereali autunno-vernini per insilato. La doppia coltura di cereali autunno-vernini o loiessa seguiti da una coltura estiva è largamente impiegata soprattutto nella Pianura Padana, grazie alle condizioni climatiche favorevoli e alla disponibilità di acqua. Questo sistema colturale massimizza la produzione di sostanza secca per ettaro, ma implica maggiori costi di produzione e un più intenso ricorso a operazioni colturali e a prodotti chimici rispetto alla coltura singola (Bacenetti et al., 2014).

I concentrati proteici (in particolare la soia) vengono importati in larga parte dal Sud America e ciò ha un grosso impatto sul riscaldamento globale a causa del

Land Use Change (cambio di destinazione d'uso di suolo). Sasu-Boakye et al. (2014) ha suggerito che alcune colture proteiche (pisello, trifoglio, colza) potrebbero essere integrate nei sistemi di produzione di *feed* esistenti, così da sostituire la soia nelle diete, mantenendo inalterata la produttività del bestiame. Inoltre colture proteiche come i legumi, incorporate nella rotazione specializzata di cereali, sono in grado di ridurre la fertilizzazione azotata, gli insetti dannosi e le erbe infestanti e migliorare la resa dei cereali (Kirkegaard et al., 2008; Nemecek et al., 2008). Tali colture, se prodotte localmente hanno la potenzialità di ridurre l'emissione di gas serra e il land use associato all'attività zootecnica. Lo scopo del presente contributo è quello di valutare, con particolare riferimento all'areale della Pianura Padana, l'impatto ambientale associato alla produzione di latte considerando diete differenti somministrate alle bovine e, quindi, nello specifico quattro differenti sistemi colturali.

2. Materiali e metodi

2.1 Scopo dello studio

Lo scopo del presente contributo è quello di valutare, con particolare riferimento all'areale della Pianura Padana, l'impatto ambientale associato alla produzione di latte considerando diete differenti somministrate alle bovine e, quindi, quattro differenti sistemi colturali.

La produzione di latte presso l'azienda sperimentale dell'Università degli Studi di Milano è stata considerata lo scenario base (BASE), oltre a questo sono stati considerati tre scenari alternativi caratterizzati da differenti sistemi colturali.

Nello scenario BASE, sulla superficie aziendale (51 ha) è attuata sia la coltura singola (ad es. mais, sorgo e triticales per insilato) che la doppia coltura, mais per insilato in successione a loiessa o triticales. Il mais viene insilato in due modi: pianta intera e di sola spiga.

Gli scenari alternativi analizzati, identificati sulla base di dati relativi a 134 aziende della Pianura Padana e dati presenti nella bibliografia sono:

- Scenario FIENO: tutti i terreni dell'azienda sono dedicati a prato stabile ed erba medica per produrre fieno
- Scenario INSILATI: la maggior parte dei terreni dell'azienda (32 ha) sono coltivati con colture destinate all'insilamento
- Scenario PROTEINE: sistema di coltivazione mirato a massimizzare l'autoproduzione di alimenti proteici attraverso la coltivazione di 12 ha di erba medica e 9 ha di soia coltivata in doppia coltura con triticales.

2.2 Identificazione dell'unità funzionale, dei confini del sistema e del metodo di allocazione

L'unità funzionale usata è stata 1 kg di latte corretto per grasso e proteine (Fat and protein corrected milk, FPCM), calcolata usando la formula dell'IDF (2015):

$$\text{FPCM (kg)} = \text{raw milk (kg)} \times (0,1226 \times \text{fat \%} + 0,0776 \times \text{protein \%} + 0,2534).$$

La valutazione d'impatto si è svolta secondo un approccio Life Cycle Assessment, in un'ottica "dalla culla al cancello aziendale". I confini del sistema

(Figura 1) comprendono quindi le attività aziendali relative alla produzione dei foraggi, alla gestione della stalla e dei reflui prodotti e quelle extra aziendali associate ai diversi fattori produttivi acquistati (sementi, fertilizzanti, carburanti, alimenti concentrati, energia, macchine e trattori ecc.), per i quali si è considerato anche il trasporto all'allevamento. Le fasi di distribuzione e uso del latte non sono state considerate.

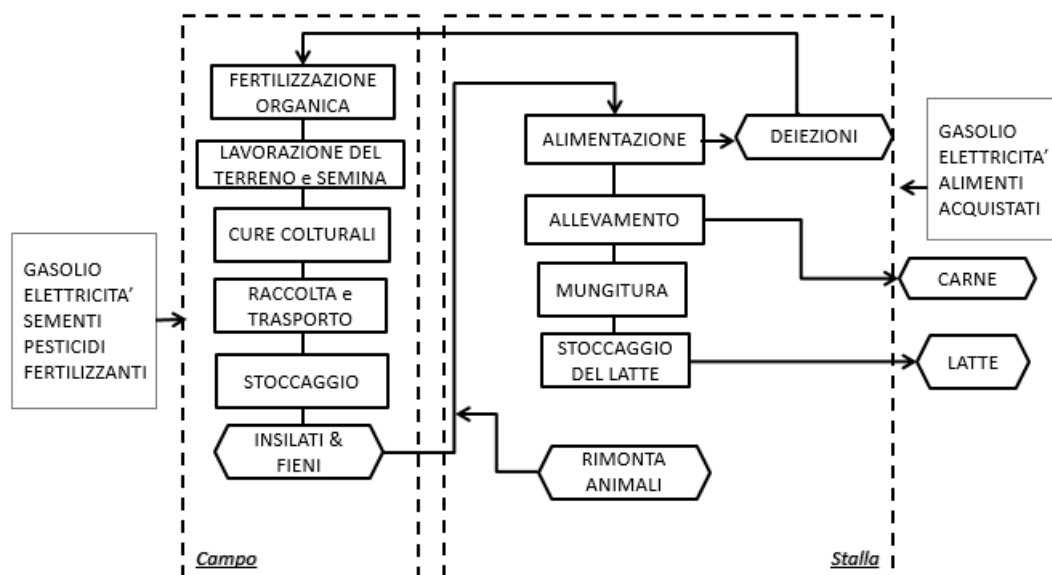


Figura 1: I confini del sistema.

2.3 Analisi d'inventario

Sono state ottenute, tramite interviste dirette agli agricoltori, le informazioni relative alla tecnica colturale e alla resa delle diverse colture foraggere, la produzione di latte e i consumi di energia (ventilazione, illuminazione, pulizia della stalla, refrigerazione del latte) e altri materiali (es. detergenti) che vengono utilizzati in azienda.

Per tutti gli scenari, la composizione della mandria, la produzione annua di latte, la densità di allevamento e il tasso di rimonta sono assunti costanti. Al variare dello scenario, varia la quantità e la qualità dei foraggi autoprodotti in azienda e, quindi, al fine di garantire la costanza di produzione, varia la quantità di alimenti acquistati all'esterno. Ciò permette di focalizzare l'analisi sugli effetti legati all'adozione di differenti sistemi colturali e di diverse razioni per l'alimentazione degli animali. Nel dettaglio, il valore nutrizionale della razione somministrata alla mandria è stata quantificata tramite il software CPM-Dairy (Versione 3.07a) considerando le analisi chimiche, l'apporto nutritivo e la resa di ogni coltura. Per raggiungere il fabbisogno di mantenimento, di produzione latte e di crescita si è ipotizzata un'integrazione con alimenti acquistati dall'esterno. Per maggiori dettagli riguardo alla tecnica colturale delle diverse foraggere coltivate nello scenario base si rimanda a Bacenetti et al. (2016) e Bava et al., (2014).

Poiché il fieno di prato stabile e l'insilato di erba medica non sono prodotti nell'azienda di riferimento (base), per queste foraggere la resa è stata ricavata tramite i dati rilevati in 134 aziende zootecniche della Pianura Padana. Nel dettaglio, sono state assunte le rese medie delle aziende. Per l'insilato di soia (scenario PROTEINE), la resa e la tecnica colturale derivano da Tabacco and Borreani (2015). Le emissioni di composti azotati (N_2O , NH_3 , NO_3) e fosfatici (PO_4), associate principalmente alla fertilizzazione, sono state modellizzate rispettivamente, secondo Brentrup et al. (2000) e Prahsun (2006).

Il contenuto di proteina grezza dei foraggi è stato ottenuto da analisi di laboratorio sui campioni degli alimenti raccolti nelle 134 aziende; per gli alimenti non coltivati in questi allevamenti sono stati utilizzati dati di letteratura (Amodeo, 2007; INRA, 2007). La composizione chimica e il valore nutritivo delle razioni di tutte le categorie degli animali sono state usate per calcolare la digeribilità della razione e per la stima delle emissioni di CH_4 enterico e dalle deiezioni. Le emissioni di CH_4 derivanti dalle fermentazioni ruminali della mandria, quindi, sono state stimate usando le equazioni di Moraes et al. (2014). Le escrezioni azotate da parte degli animali, le emissioni di metano e di protossido di azoto durante lo stoccaggio delle deiezioni prima dello spandimento sono state stimate con il metodo proposto dall'IPCC (2006) Tier 2. Le emissioni di ammoniaca e ossido di azoto che si generano durante la stabulazione degli animali e lo stoccaggio delle deiezioni sono state stimate sulla base dell'azoto complessivamente escreto dagli animali, seguendo il metodo proposto dall'EEA (2009). Per la produzione di soia in Brasile, si è considerato un valore di Land Use Change riportato nell'Agri-footprint database (Soybean, at farm/BR Economic; Blonk Consultants, 2014). In accordo con Assalzo (2015), si è assunto che la soia utilizzata per l'alimentazione animale fosse prodotta per l'80% in Brasile e per il 20% in Italia. L'allocazione dell'impatto potenziale tra latte e carne è stata fatta secondo il metodo biologico sviluppato dall'IDF (2015) ($\text{AF} = 1 - 6,04 \times \text{R}$); pertanto, il fattore di allocazione per il latte è risultato 85,1%.

2.4 Analisi degli impatti

Utilizzando il metodo ILCD midpoint sono state valutate le seguenti categorie di impatto: Riscaldamento globale (RG), Assottigliamento strato di ozono (OD), Formazione di polveri sottili (PM), Formazione di smog fotochimico (POF), Acidificazione (AC), Eutrofizzazione terrestre (TE), delle acque dolci (FE) e marina (ME); Ecotossicità acque dolci (FEX) e Consumo risorse minerali, fossili & rinnovabili (MFRD).

3. Risultati e interpretazione

3.1. Scenario BASE

Gli hotspot ambientali per lo scenario BASE sono riportati in figura 2; per le diverse categorie di impatto valutate, l'acquisto di concentrati è responsabile di una quota di impatto che varia dal 10 al 70% dell'impatto complessivo. Nello specifico, per riscaldamento globale (RG), formazione di smog fotochimico (POF), eutrofizzazione marina (ME) e consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (MFRD) l'acquisto di concentrati rappresenta il principale hotspot e ha

un impatto superiore a quello legato alla produzione aziendale dei foraggi. Quest'ultima è comunque il maggior responsabile dell'impatto per l'assottigliamento dello stato di ozono (OD, 46%) principalmente a causa del consumo di gasolio, dell'eutrofizzazione delle acque dolci (FE, 47%, a seguito della volatilizzazione dell'ammoniaca e, soprattutto, per il run-off del fosforo) e del consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (39%, MFRD, a causa dell'impiego di macchine e trattori durante le operazioni di campo). A causa della produzione di CH₄, N₂O e NH₃, le emissioni in aria che hanno luogo in stalla e durante lo stoccaggio dei reflui sono responsabili per il 50% circa del riscaldamento globale (RG) e della formazione di polveri sottili (PM), e per il 60% di acidificazione (AC) e eutrofizzazione terrestre (TE). L'acquisto di fieni e foraggi e di altri fattori della produzione presentano sempre un impatto inferiore al 4%. Infine, il consumo di energia per le diverse attività aziendali è responsabile di una quota di impatto limitata per tutte le categorie analizzate ad eccezione del MFRD (20%).

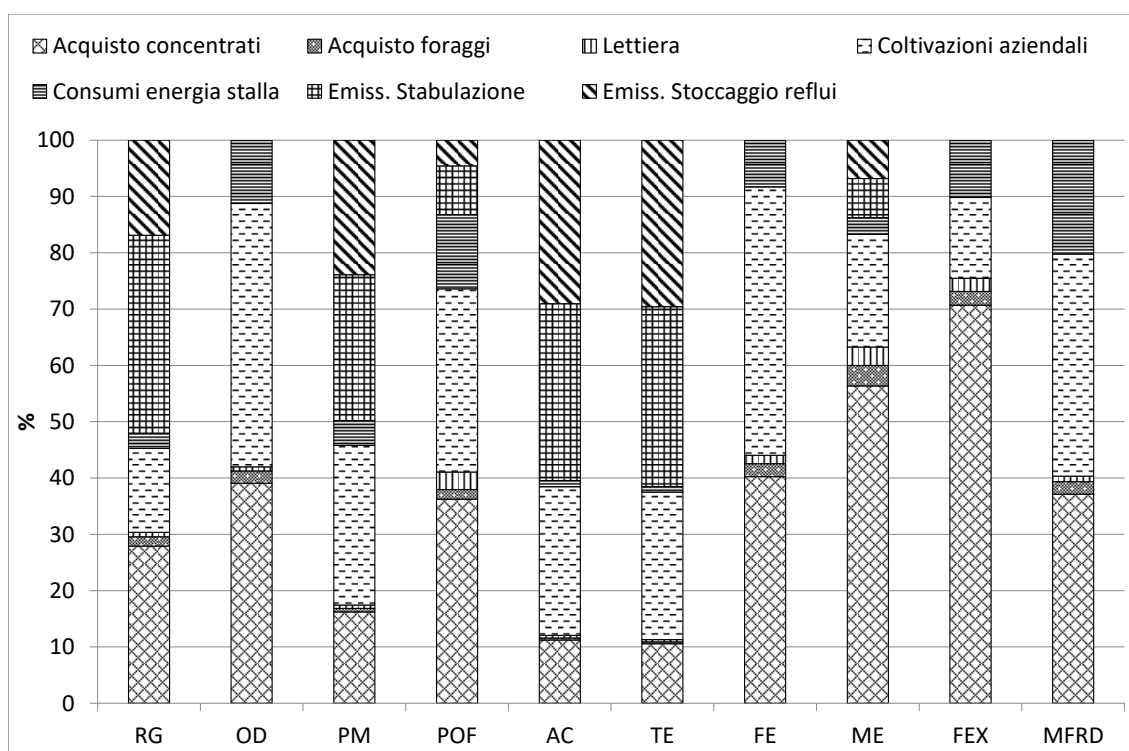


Figura 2: Hotspots per lo scenario base.

3.2. Confronto tra scenari

I diversi piani colturali adottati nei quattro diversi scenari hanno comportato produzioni di foraggi differenti con conseguente necessità di approvvigionamento di quantità diverse di alimenti concentrati dal mercato, questo al fine di rispettare i fabbisogni nutritivi delle bovine e consentire il mantenimento delle performance produttive. I dettagli delle quantità di alimenti autoprodotti e acquistati sono mostrati nella tabella 1. Gli scenari BASE e

PROTEINE sono quelli che hanno consentito di massimizzare la produzione di sostanza secca all'interno dell'azienda e quindi contenere l'acquisto di materie prime. Nel dettaglio, lo scenario PROTEINE, il quale ha permesso di ridurre l'acquisto di costosi mangimi proteici (farina di estrazione di soia e girasole, semi di cotone) grazie all'elevata quota di medica e soia insilata prodotta.

Tabella 1. Alimenti per le bovine prodotti in azienda e acquistati nei quattro diversi scenari.

			Scenari			
			BASE	FIENO	INSILATI	PROTEINE
Foraggi autoprodotti	<i>Colture singole per insilato</i>					
	Mais pianta intera	t _{ss}			290	
	Spiga di mais	t _{ss}	131			
	Sorgo pianta intera	t _{ss}	75			45
	Triticale	t _{ss}	99,2		10	
	Medica	t _{ss}			91	
	<i>Doppie colture</i>					
	Mais insilato+ loiessa	t _{ss}	514		77,1	413
	Spiga di mais insilata + loiessa	t _{ss}	87		173	173
	Soia pianta intera insilata+ triticale insilato	t _{ss}				161,1
	Sorgo pianta intera insilata + loiessa	t _{ss}			85,6	
	<i>Colture permanenti</i>					
	Medica	t _{ss}		140		140
	Prato stabile	t _{ss}		48		
Alimenti concentrati acquistati	Farina di mais	t _{tq}	65	273	81	82
	Farina di estrazione di soia	t _{tq}	78	60	61	47
	Semi integrali di cotone	t _{tq}	53	99	68	22
	Melasso di canna	t _{tq}	27	65	49	27
	Farina di estrazione di girasole	t _{tq}	48	50	63	47
	Minerali e vitamine	t _{tq}	12	12	12	12
Foraggi acquistati	Paglia	t _{tq}	67	68	73	20
	Fieno di medica	t _{tq}	38			
	Produzione totale di sostanza secca	t _{ss} /ha	16,7	9,2	13,5	16,8
	Produzione di proteine totale	t/ha	1,37	1,67	1,13	1,64

Il confronto relativo tra le diverse categorie di impatto considerate per i 4 diversi scenari è mostrato in Figura 3. Lo scenario in cui viene massimizzata la produzione di fieno in azienda è quello che presenta i peggiori risultati per 9 delle 10 le categorie di impatto considerate, solo per l'eutrofizzazione delle acque dolci lo scenario BASE presenta un impatto superiore. All'opposto lo scenario PROTEINE è quello che presenta i migliori risultati per tutte le 10 categorie valutate a dimostrazione che l'autoproduzione di alimenti proteici

rispetto all'acquisto extraaziendale rappresenta un'interessante strategia di mitigazione. Lo scenario INSILATI si colloca in posizione intermedia tra il peggiore e il migliore.

Nel dettaglio, rispetto allo scenario BASE:

- lo scenario INSILATI presenta impatti molto simili per acidificazione ed eutrofizzazione terrestre, un sensibile peggioramento delle performance ambientali per l'eutrofizzazione marina (legata principalmente all'emissione di nitrati in acqua) e una riduzione del carico ambientale per tutte le altre categorie di impatto valutate (-11% per il riscaldamento globale, -16% per assottigliamento strato di ozono e Consumo risorse minerali, fossili & rinnovabili);
- per lo scenario FIENO, l'aumento dell'impatto è minimo per l'assottigliamento dell'ozono ma raggiunge il 47% per l'eutrofizzazione marina. Per questo scenario, l'acquisto di concentrati extra aziendali è responsabile di una quota di impatto che varia dal 14% (acidificazione) all'82% (eutrofizzazione marina);
- per lo scenario PROTEINE, la riduzione di impatto varia dal 30-32% per l'assottigliamento dello strato di ozono, l'eutrofizzazione e l'ecotossicità delle acque dolci e il 6-7% per acidificazione ed eutrofizzazione terrestre. Anche per il riscaldamento globale la riduzione non è trascurabile (-15%). Tale mitigazione dell'impatto è dovuto principalmente alla riduzione del consumo di fertilizzanti azotati e, certamente, alla riduzione dell'acquisto di concentrati proteici extraaziendali.

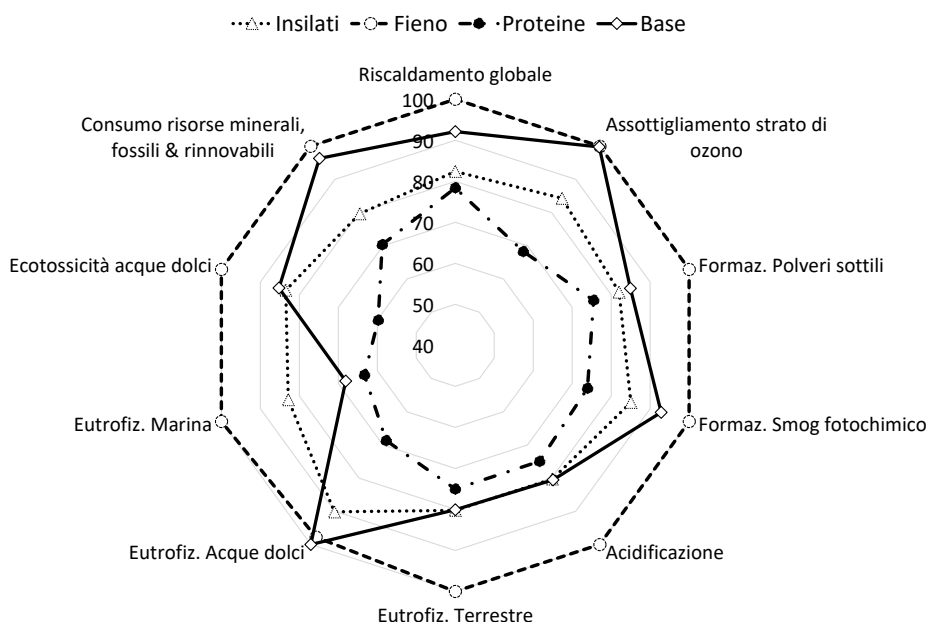


Figura 3: Confronto relativo tra i diversi scenari.

4. Conclusioni

In questa analisi, partendo da un caso studio reale, rappresentato da una azienda zootecnica di medie dimensioni della pianura padana, è stato valutato l'impatto ambientale associato alla produzione di latte confrontando i sistemi colturali più diffusi. Il lavoro ha messo in evidenza che la scelta delle diverse colture foraggere e, quindi, di un sistema colturale piuttosto che di un altro, può incidere sulla sostenibilità ambientale della filiera latte. I risultati conseguiti, ottenuti alimentando le bovine in modo da mantenere costante la produzione di latte in tutti gli scenari considerati, mostrano come la scelta di sistemi colturali più spinti verso la produzione di alimenti proteici (insilato di soia e fieno di erba medica) sia in grado, grazie alla riduzione dell'acquisto di concentrati proteici extraziendali, di ridurre l'impatto ambientale. Per contro, dedicare gran parte della superficie alla produzione di fieno comporta un incremento dell'impatto dello 0,2-46% rispetto allo scenario base e del 28-67% rispetto allo scenario migliore.

5. Bibliografia

Agri-footprint database, 2014 <http://www.agri-footprint.com/>

Amodeo, P, 2007. Produttività e costi dei foraggi più competitivi. Supplemento a L'Informatore Agrario 46, 7-12.

Assalzoo (Associazione Nazionale tra i Produttori di Alimenti Zootecnici), 2015. Audizione in Senato, Commissione Agricoltura E Produzione Agroalimentare. In: https://www.senato.it/application/xmanager/projects/leg17/attachments/documento_evento_procedura_commissione/files/000/002/860/ASSALZOO_nota_informativa.pdf (accessed September 2015).

Bacenetti, J, Fusi A, Negri, M, Guidetti, R, Fiala, M, 2014. Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production. Sci.Tot. Environ. 466–467, 1066-1077.

Bacenetti J, Bava L, Zucali M, Lovarelli D, Sandrucci A, Tamburini A, Fiala M, 2016. Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. Sci. Total Environ., 539, 450-459.

Bava, L, Sandrucci, A, Zucali, M, Guerci, M, Tamburini, A, 2014. How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? J. Dairy Sci. 97, 4579–4593.

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. J. Life Cycle Assessment 5 (6), 349–357.

EEA, 2009. EMEP/EEA. Air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories. 4.B Animal Husbandry and Manure Management GB2009 update June 2010. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-bsectoral-guidance-chapters/4-agriculture/4-b/4-b-animal-husbandryand-manuremanagement.pdf/view> (accessed May 2016).

IDF-International Dairy Federation, 2015. Bulletin of the IDF No. 479/2015 - A common carbon footprint approach for the dairy sector - The IDF guide to standard life cycle assessment methodology

INRA, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins. Quae editions.

- IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management, pp. 1–87 (accessed May 2016).
- Kirkegaard, J, Christen, O, Krupinsky, J, Layzell, D, 2008. Break crop benefits in temperate wheat production. *Field Crops Res.* 107, 185–195.
- Mogensen, L, Kristensen, T, Nguyen, TL, Knudsen, MT, Hermansen, JE, 2014. Method for calculating carbon footprint of cattle feeds—including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure. *J. Cleaner Prod.*, 73, 40–51.
- Moraes, LE, Strathe, AB, Fedel, JG, Casper, DP, & Kebreab, E, 2014. Prediction of enteric methane emissions from cattle. *Global change biology.* 20(7), 2140–2148.
- Nemecek, T, von Richthofen, JS, Dubois, G, Casta, P, Charles, R, Pahlf, H, 2008. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. *Europ. J. Agronomy* 28, 380–393.
- Prahsun, V, 2006. Erfassung der PO4-Austräge für die Ökobilanzierung SALCA Phosphor. *Agroscope Reckenholz – Tanikon ART*, 1–20.
- Sasu-Boakye, Y, Cederberg, C, Wirsenius, S, 2014. Localising livestock protein feed production and the impact on land use and greenhouse gas emissions. *Animal*, 8 (08), 1339–1348.
- Tabacco, E, Borreani G, 2015. Soia: possibile fonte proteica come trinciato integrale. *Informatore Agrario* 7, 50–52.
- White, RR, 2016. Increasing energy and protein use efficiency improves opportunities to decrease land use, water use, and greenhouse gas emissions from dairy production. *Agricul. Syst.* 146, 20–29.

Choosing the LCA impact categories for the building sector

Andrea Invidiata^{1*}, Monica Lavagna¹, Eneir Ghisi²

¹Politecnico di Milano

²Universidade Federal de Santa Catarina

Email*: a.invidiata@gmail.com

Abstract

In recent years, the Life Cycle Assessment (LCA) has become an important tool to evaluate the environmental impacts of the building sector. The analysis of buildings through LCA is complex and must take different factors into account. The selection of the impact categories is one of the issues related to LCA. Latest European standards have established the use of seven impact categories to analyse buildings through LCA. However, recent researches have been choosing the impact categories in an arbitrary manner. In general, studies on Life Cycle Energy Analysis (LCEA) take into account only the Energy Demand and, in some cases, the Global Warming Potential. In many cases, these two impact categories are not sufficient to describe the environmental impacts of the buildings in the life cycle. The correct choice of the impact category may be made based on three approaches, that are discussed in the last part of the paper.

1. Introduction

The building sector is considered one of the largest consumers of natural resources and energy. Buildings consume 30%-40% of primary energy and natural resources over their life-span (construction, operation, maintenance and demolition) and respond for 30% of the emission of greenhouse gases in the world (UNEP, 2007; IEA, 2011; IPCC, 2011). In Europe the building energy demand is about 40% of the global energy requirement (IEA, 2011).

In recent years, the research to improve the sustainability of buildings focused more on the reduction of energy consumption. International regulations of building energy performance have contributed to reduce the energy demand in buildings. According to the European Union guidelines (2010/31/EU), starting in 2021 new buildings must achieve the nearly zero-energy standards. However, the energy efficiency assessment is usually restricted to the operational phase of the building. According to Cabeza et al. (2014), upon arrival at the construction site, the materials that will compose the building have already consumed a lot of energy during the manufacturing, transportation and construction processes. Therefore, recent studies have addressed a more holistic approach, which covers from the production process of materials involved in the construction all the way to the demolition and recycling phases. In this context, two different approaches were developed to improve the quality of buildings and reduce the environmental impacts: the Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Energy Analysis (LCEA). The two methods, when applied to buildings, are tools for predicting how a facility will perform over its lifetime, which includes raw material extraction, manufacturing, construction, operation,

maintenance, repairing, replacement and demolition. Whilst the LCA takes into account different environmental impacts, the LCEA focuses only on the energy demand in the life cycle of buildings (Anand and Amor, 2017). In recent years, the LCEA is increasingly being used to analyse the behaviour of the buildings in the life cycle. This is due to two main reasons: a more simple application related to LCA and to be a surplus compared to the normal analysis of the energy demand in the operational phase of buildings (Cabeza et al., 2014). Nevertheless, researchers (Pombo et al., 2016; Assefa and Ambler, 2017) have shown an increased interest in analysing buildings through LCAs. The use of LCA is complex and has to take into account different issues: definition of the scope, choice of data-base, number and choice of impact category and the interpretation of the results (Cabeza et al., 2014). The choice of the impact categories is one of the present issues when using the LCA methodology. The Life Cycle Energy Analysis method is a step forward compared to the simple operational energy analysis in buildings. Through the LCEA the energy demand of buildings is analysed over their life cycle. The main objective is to assess the energy demand of buildings during their different phases. Thormark (2006) emphasises the importance of analysing the energy performance of buildings using LCEA, while the embodied energy may represent up to 40% of the energy life-cycle. In Brazil, Paulsen and Sposto (2013) evaluated, through LCEA, a social housing unit located in Brasília with a lifespan of 50 years. The final result showed that the embodied energy represented 30% of the total energy consumed in the building. In Turkey, two residential buildings were evaluated considering the energy demand and dioxide carbon emissions in the life cycle (Atmaca and Atmaca, 2015).

Through the LCEA is analysed only one impact category in buildings and, in some cases, the associated carbon emissions. This paper inquire if the only two impact categories (energy demand and carbon emissions) used in the LCEA studies are sufficient to analyse the environmental impacts in buildings.

The main objective of this study is to provide a specified description of the history, the current situation and the future outlook regarding the use of LCA impact categories in the building sector. The research method used is a thorough literature review of mostly peer-reviewed papers and standard specifications of LCA of buildings.

2. Impact Categories

The impact categories represent environmental issues of concern to which Life Cycle Inventory (LCI) results may be assigned. The impact categories can be classified depending on their geographical scaling effect: global effects, regional effects, local effect, working environmental effects. Over 50 Life Cycle Impact Assessment (LCIA) models are currently available in Europe (EPLCA, 2010). They are specific techniques related to environmental impacts that comprise the scope of evaluations in that region and have been implemented within various of the most broadly applied LCIA models (Bueno et al., 2016), such as Ecoindicator 99, EDIP 97, EDIP 2003, (Dutch) Handbook on Life Cycle

Assessment (LCA) (CML2002), EPS 2000, Impact 2002, Swiss Ecoscarcity (Ecopoints 2006), TRACI, ReCiPe, MEEuP, LIME and EPD (EN15804, 2012). The main impact categories used in these models are: Global warming, Energy demand, Depletion of stratospheric ozone, Photo-oxidant formation, Acidification, Eutrophication, Ecotoxicity, Human toxicity, Occupational health and safety, Odour, Noise, Radiation, Waste, Resource consumption, Habitat alterations and impacts on biological diversity, Carcinogens, Land occupation, Ionizing radiation, Mineral Extraction and Smog.

Recently, two European standards have defined the impact categories to analyse products and buildings through the LCA (EN 15804, 2012; EN 15978, 2011). The seven impact categories are:

- Global Warming Potential (GWP, kg CO₂ eq);
- Ozone Layer Depletion Potential (ODP, kg CFC-11 eq);
- Acidification Potential (AP, kg SO₂ eq);
- Eutrophication Potential (EP, kg (PO₄)³⁻ eq);
- Photochemical Ozone Creation Potential (POCP, kg C₂H₄ eq);
- Abiotic Depletion Potential—non-fossil (ADP-non-fossil, kg Sb eq);
- Abiotic Depletion Potential—fossil (ADP-fossil, MJ net caloric value).

3. LCA and impact categories in the buildings sector

Life cycle assessment has been used in the building sector since 1990 (Ortiz et al., 2009; Anand and Amor, 2017). With the current push toward sustainable construction, LCA has gained importance as an objective method to evaluate the environmental impact of construction practices. In 2015 more than two hundred papers on LCA were published (Anand and Amor, 2017).

Table 1 shows some recent researches in the building sector based on LCA. The seven impact categories of the European standards (EN 15804, 2012; EN 15978, 2011), the energy demand and the characterization models of the different studies were analysed. Through three recent papers review (Anand and Amor, 2017; Vilches et al., 2017; Cabeza et al., 2014), studies after 2011 were selected. The main objective is to understand if recent studies used the European standard to analyse the buildings using the LCA method. The researchers analysed a different number of impact categories in their LCA study. The number of the impact categories carries a minimum of one to sixteen impact categories analysed (Guan et al., 2017; Buyle et al., 2015). In Belgium (Buyle et al., 2015), using LCA and LCEA, different design solutions were analysed to improve the environmental profile of new buildings. The authors used the seven impact categories of the EN 15978 (2011) plus other nine impact categories to investigate the best design solution for buildings. Also, Collinge et al. (2015) and Pombo et al. (2016) used the seven impact categories of the EN 15978 (2011). Stazi et al. (2012) studied 70 Italian residential buildings, of which five case studies were monitored and one case underwent an in-depth environmental evaluation. The authors used only the Global Warming Potential, Ozone Layer Depletion Potential and the Acidification Potential to analyse the building using the LCA method. Ardente et al. (2011)

studied the energy and environmental performance (with four impact categories) of a number of retrofit actions in six old non-residential public buildings situated in various European countries. Motuziene et al. (2016) analysed the life cycle of a single-family house in Lithuania considering three impact categories: Primary Energy Demand, Global Warming Potential and Ozone Layer Depletion. The goal of the study was to improve the energy efficiency of buildings, given the impact on the environment in the life cycle. Atmaca and Atmaca (2015) studied the life cycle of two different residential buildings in Turkey through two impact categories: the Primary Energy Demand and the Carbon Dioxide Emissions. Similarly, Takano et al. (2015) used the Global Warming Potential and the Primary Energy Demand to analyse a building in Germany.

Table 1. Impact categories used in the building sector.

Impact category EN 15804 EN 15978	Ardente et al. (2011)	Aktas and Milek (2012)	Stazi et al. (2012)	Collinge et al. (2013)	Collinge et al. (2015)	Mastrucci et al. (2015)	Buyle et al. (2015)	Atmaca and Atmaca (2015)	Takano et al. (2015)	Lewandowski et al. (2015)	Motuziene et al. (2016)	Bueno et al. (2016)	Guan et al. (2016)	Pombol et al. (2016)	Ingrarot et al. (2016)	Assefa and Ambler (2017)
GWP	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
ODP	x			x	x	x	x			x	x	x		x		x
AP	x	x	x	x	x	x	x			x		x		x		x
EP	x	x	x		x	x	x			x		x		x		
POCP	x			x	x	x	x					x		x		
ADP-nf					x	x	x			x				x		
ADP-f					x	x	x							x	x	x
Primary Energy	x							x	x		x		x			
Others		2		3	-	9	9	-	-	9	-	2	-	-	1	3
EICV Method	-	TRACI	Eco-indicator 99	TRACI	-	CML2	ReCiPe	-	EPD (EN 15804)	Impact 2002+	-	EDIP 97/2003 CML 2001 Impact 2002+ ReCiPe	-	OVAM: MMG	Impact 2002+	-

Another important point analysed is the characterization model used in international researches. In some studies, the model of characterization is not specified. The TRACI, ReCiPe and the Impact 2002+ are the characterization model used more often (Collinge et al., 2012; Lewandowski et al., 2015).

The environmental impact profile of life cycle assessments is often presented in different units difficult to grasp and compare. One way to make the

interpretation of such scores easier is to normalise them: dividing such scores by a reference situation's score. According to ISO 14044 (ISO 2006), normalisation, in the context of Life Cycle Assessment, is an optional step of Life Cycle Impact Assessment which allows the practitioner to express results after the characterisation step using a common reference impact. This supports the comparison between alternatives using reference numerical scores. The normalisation factors express the total impact occurring in a reference region for a certain impact category (e.g. climate change, eutrophication, etc.) within a reference year. Most of the studies analysed do not use the normalisation method to evaluate and compare the final results. Assefa and Ambler (2017) analysed the potential life cycle environmental impacts of buildings in different scenarios on the two pathways: selective deconstruction and new construction. In all different scenarios, the Ozone Layer Depletion Potential resulted in the higher impact. Ingraro et al. (2016) analysed different solutions of external walls in buildings. The Global Warming Potential turned out to be the main impact category in the different walls analysed. Mastrucci et al. (2015), from their analysis of building stocks, reported that the consumption of Abiotic Resources was responsible for a higher environmental impact than other six impact categories.

4. Discussion

Choosing the impact categories is one of the main problems in the LCA method. The situation is no different for the studies about LCA in the building sector. In the literature analysed, it was noted that the impact categories used are different for quantity and typology. For a large number of LCA studies, the basis for choosing a particular impact category is not always clearly stated. The selection of indicators often depends on what is easily comprehensible by the stakeholders involved in comparison to what may be more relevant to the goal (Anand and Amor, 2017). In many cases, the studies were not based on the European standards and their seven impact categories (Collinge et al., 2012; Motuziene et al., 2016). In some researches, the impact categories choices are more than recommended by the two European standards (Buyle et al., 2015; Lewandowski et al., 2016). Only in four studies the seven impact categories of the European standard were used (Collinge et al., 2015; Mastrucci et al., 2015; Buyle et al., 2016; Pombo et al., 2016). That is why recent studies have pointed out that the selection of the impact categories must be based on a method. Failing this can lead to neglect certain impact categories that may be essential (Reap et al., 2015; Anand and Amor, 2017).

In some cases, the selection of the impact categories is due to the LCA tools used for life cycle assessment of buildings. The availability of the impact category in LCA software depends on the impact assessment methodology available to the software. For instance, software such as GaBi and SimaPro provide a wide range of methodologies from energy assessment and water footprints to diverse impact category assessments. The methods can be

customised based on the scope of the LCA. Some models may include limited methodologies (Assefa and Ambler, 2017).

The impact category more used was the Global Warming Potential followed by the Ozone Layer Depletion Potential and Acidification Potential. Similar to LCA in other fields, energy and emissions are the most popular metrics used in the building LCA publications. Energy Demand and Global Warming Potential may not be the most impact intensive indicators in all studies. In the literature analysed, through the normalisation method it was possible to verify that other impact categories have had the greatest impact in the environment (Assefa and Afler, 2017; Mastrucci et al., 2015). Also, in other international studies the normalisation used to compare the different impact categories in the building sector. In the USA, three different shading materials on buildings and their impacts to the environment were analysed in five climate zones (Babaizadeh et al., 2015). In this case, the Human health non-cancer resulted in the higher impact. In Australia, Sandanayake et al. (2016) analysed the environmental impact of the foundation construction in two case studies. The Global Warming Potential was the most prominent impact from all the perspectives considered. Unfortunately, only a few studies used the normalisation to compare the final results of different impact categories (Assefa and Ambler, 2017; Ingrato et al., 2016; Mastrucci et al., 2015). This aspect turns out to be a severe limitation and makes it more complex to understand which environmental impacts cause the greatest impact in the building sector.

Another way to select the correct impact category in a LCA is through a survey based on stakeholder perspectives. Souza et al. (2015) used this method to obtain the impact categories to analyse the development and implementation of a formal Brazilian Waste Electric and Electronic Equipment (WEEE). One of the most important aspects is the identification and involvement of all relevant stakeholders. The selection of impact categories depends on the purpose of the LCA, e.g. what kind of decision is going to be made based on LCA. Obviously, such selection also depends on the type of application of LCA. Basically, selection of impact categories is a matter between the commissioner and the practitioner. Although there is a method with specific guidelines on which impact categories should be included in the LCA of buildings at European level, it is not used.

5. Conclusion

The purpose of this research was to investigate the selection of the LCA impact categories in buildings. The goal was to verify if the only two impact categories used in the LCEA studies are enough. The literature review shows that there is neither an exact number of impact categories, nor which of impact categories, to analyse the environmental impacts of buildings and their materials. When the main objective of the study is to analyse the energy behaviour of buildings the LCEA method was used. In this case, only the energy demand was analysed and, in many cases, also the Global Warming Potential. This is a great step forward when compared to the energy regulation or the studies about energy

efficiency to reduce the operational energy demand in buildings. This is not enough to analyse the environmental impact of the building sector. Some studies showed that the energy demand and the Global Warming Potential are not the categories with the greatest impact. The selection of other impact categories can assure a more comprehensive and accurate assessment. This choice may be made or by identifying the impact categories more used in the literature studies or by selecting the impact categories more significant after normalisation or by considering the impacts categories more relevant in the opinion of experts applying a survey.

Through one of these methods, one can get a LCA much more detailed and precise, and point out other significant environmental impacts in addition to the Global Warming Potential and the Energy Demand.

6. Bibliography

Anand, C, Amor, B, 2017. Recent developments, future challenges and new research directions in LCA of buildings: A critical review. *Renew Sustain Energy Rev.* 67, 408–416.

Ardente, F, Beccali, M, Cellura, M, Mistretta, M, 2011. Energy and environmental benefits in public buildings as a result of retrofit actions. *Renewable Sustainable Energy Rev.* 15, 460–470.

Assefa, G, Ambler, C, 2017. To demolish or not to demolish: Life cycle consideration of repurposing buildings. *Sustainable Cities and Society.* 28, 146-153.

Aktas, C, Bilec, M, 2012. Impact of lifetime on US residential building LCA results. *Int J Life Cycle Assess.* 17, 337–349.

Atmaca, A, Atmaca, N, 2015. Life cycle energy (LCEA) and carbon dioxide emissions (LCCO₂A) assessment of two residential buildings in Gaziantep, Turkey. *Energy Build.* 102, 10, 417-431.

Babaizadeh, H, Haghighi, N, Asadi, S, Broun, R, Riley, D, 2015. Life cycle assessment of exterior window shadings in residential buildings in different climate zones. *Build. Environ.* 90, 168-177.

Bueno, C, Hauschild, M, Rossignolo, J, Ometto, A, Mendes, N, 2016. Sensitivity analysis of the use of Life Cycle Impact Assessment methods: a case study on building materials. *Journal of Cleaner Production.* 112, 2208-2220.

Buyle, M, Audenaert, A, Braet, J, Debacker, W, 2015. Towards a more sustainable building stock: optimizing a flemish dwelling using a life cycle approach. *Buildings.* 5, 424–448.

Cabeza, LF, Rincón, L, Vilariño, V, Pérez, G, Castell, A, 2014. Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. *Renew Sustain Energy Rev.* 29, 394–416.

Collinge, W, Thiel C, Champion, N, Al-Ghamdi, S, Woloschin, C, Soratana, K, et al. 2015. Integrating life cycle assessment with green building and product rating systems: north american. *Perspect Procedia*, 118, 662–669.

Collinge, W, Landis, A, Jones, A, Schaefer, L, Bilec, M. 2012. Dynamic life cycle assessment: framework and application to an institutional building. *Int J Life Cycle Assess.* 18, 538–552.

EN15804, 2012. Sustainability of construction works – Environmental product declarations- Core rules for the product category of construction products. European Committee for Standardization.

EN15978, 2011. Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method. European Committee for Standardization.

EPLCA, 2010. European Platform on Life Cycle Assessment, List of Tools. Internet site developed by the European Commission, Direction Generale, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Guan, J, Zhang, Z, Chu, C, 2016. Quantification of building embodied energy in China using an input–output-based hybrid LCA model. *Energy Build.* 110, 443– 452.

Ingraro, C, Scrucca, F, Tricase, C, Asdrubali, F, 2016. A comparative Life Cycle Assessment of external wall-compositions for cleaner construction solutions in buildings. *Journal of Cleaner Production.* 124, 283-298.

International Energy Agency IEA, 2011. Worldwide Trends in Energy Use and Efficiency. Authoring Institution: International Energy Agency (IEA). Available at: http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/Indicators_2008.

Intergovernmental Panel on Global Change IPCC, 2011. *Diana ürge-vorsatz, Climate Change Mitigation in the Buildings Sector: the Findings of the 4th Assessment Report of the IPCC.*

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

Lewandowska, A, Noskowiak, A, 2015. Between full LCA and energy certification methodology- a comparison of six methodological variants of buildings environmental assessment. 9–22.

Mastrucci, A, Popovici, E, Marvuglia, A, Benetto, E, Leopold, U, 2015. GIS-based Life Cycle Assessment of urban building stocks retrofitting. 29th International Conference on Informatics for Environmental Protection, 47–56.

Motuziene, V, Rogoza, A, Lapinskiene, V, Vilutiene, T, 2016. Construction solutions for energy efficient single-family house based on its life cycle multi-criteria analysis: a case study. *Journal of Cleaner Production.* 112, 532-541.

Paulsen, J., Sposto, R., 2013. A life cycle energy analysis of social housing in Brazil: case study for the program “MY HOUSE MY LIFE”. *Energy Build.* 57, 95-102.

Pombo, O, Allacker, K, Rivela, B, Neila, J, 2016. Sustainability assessment of energy saving measures: A multi-criteria approach for residential buildings retrofitting - A case study of the Spanish housing stock. *Energy Build.* 116, 384-394.

Sandanayake, M, Zhang, G, Setunge, S, 2016. Environmental emissions at foundation construction stage of buildings e Two case studies. *Build. Environ.* 95, 189-198.

Souza, RG, Rosenhead, J, Salhofer, S, Valle, R, Lins, M. 2015. Definition of sustainability impact categories based on stakeholder perspectives. *Journal of Cleaner Production.* 105, 41-51.

Stazi, F, Vegliò, A, Di Perna, C, Munafò, P, 2012. Retrofitting using a dynamic envelope to ensure thermal comfort, energy savings and low environmental impact in Mediterranean climates. *Energy Build.* 54, 350–362.

Takano, A, Pal, S, Kuittinen, M, Alanne, K, Hughes, M, Winter, S, 2015. The effect of material selection on life cycle energy balance: A case study on a hypothetical building model in Finland. *Build Environ.* 89, 192–202.

Thormark, C, 2006. The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building. *Build. Environ.* 41, 8, 1019-1026.

UNEP, 2007. Buildings and climate change: status, challenges & opportunities. Paris: United Nations Environment Programme; 2007.

Vilches, A, Garcia-Martinez, A, Sanchez-Montanes, B, 2017. Life cycle assessment (LCA) of building refurbishment: A literature review. *Energy Build.* 135, 286-301.

Un nuovo approccio per la valutazione del consumo e dell'impatto ambientale sulla risorsa idrica nei sistemi agricoli

Daniela Lovarelli^{1*}, Jacopo Bacenetti²

¹ Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, Produzione, Territorio, Agroenergia, Università degli Studi di Milano, Via G. Celoria 2, 20133 Milano, Italia.

² Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali. Università degli Studi di Milano, Via G. Celoria 2, 20133 Milano, Italia.

Email*: daniela.lovarelli@unimi.it

Abstract

Il Water Footprint (WF) ha rivelato alcune criticità metodologiche. In particolare per valutare l'impatto ambientale sulla risorsa idrica non considerando solo i termini volumetrici dell'inquinante che richiede il massimo volume per ristabilire la qualità del bacino idrico, è stato sviluppato l'indicatore Pollution Water Indicator (PWI) che consente di valutare l'effetto dei processi di lisciviazione e run-off dei nutrienti con approccio Life Cycle Assessment (LCA) in combinazione alla componente grigia del WF. In questo modo è possibile valutare l'impatto ambientale sulle acque degli inquinanti introdotti durante l'intero processo produttivo (fertilizzanti organici e minerali e fitofarmaci). In aggiunta è stato modificato il calcolo della componente blu, ricorrendo al volume di acqua effettivamente applicato al lordo dell'efficienza del sistema irriguo, per tenere in considerazione eventuali carenze e condizioni di stress.

1. Introduzione

Nel contesto agricolo italiano sono molteplici i fattori che influenzano la stima dell'impatto ambientale delle produzioni agricole. In particolare, la Pianura Padana è caratterizzata da sistemi colturali intensivi, con rese elevate ottenute grazie all'impiego di fattori produttivi (es. fertilizzanti organici, acqua per l'irrigazione) e a condizioni pedoclimatiche favorevoli alla coltivazione.

A causa alla presenza di numerosi allevamenti intensivi, una delle peculiarità di quest'areale è la disponibilità di considerevoli volumi di reflui zootecnici. Essi, in prevalenza di origine bovina e suina, devono essere gestiti nel rispetto delle pratiche buone agricole e della Direttiva Nitrati 91/676/CEE (distribuzione nelle zone vulnerabili di 170 kgN/ha e nelle zone non vulnerabili di 340 kgN/ha). Tuttavia, poiché vengono distribuiti soprattutto in presemina, oltre alle perdite per volatilizzazione dell'ammoniaca si verificano anche lisciviazione e dilavamento di nutrienti. Tali processi partecipano all'inquinamento della risorsa idrica.

Data la responsabilità delle produzioni agricole di parte dei consumi e dell'inquinamento di acqua dolce globale, l'indicatore del Water Footprint (WF) è stato sviluppato dal Water Footprint Network (WFN) (Mekonnen e Hoekstra, 2011). Il WF è costituito da 3 componenti: acqua verde (volume derivante dalle precipitazioni, evapotraspirato attraverso il sistema suolo-coltura), acqua blu (acqua superficiale o di falda introdotta nel sistema che non ritorna al bacino idrico nel breve periodo) e acqua grigia (volume virtuale di acqua necessario a

diluire l'acqua contaminata e riportarla allo stato qualitativo previsto dalla legge). L'acqua blu (WF_{blu}), tuttavia, non tiene conto dell'efficienza dei diversi sistemi irrigui. L'acqua grigia (WF_{grigia}), invece, valuta unicamente l'inquinante che richiede il maggior volume di diluizione per rispettare i limiti di legge; quindi l'immissione di altri inquinanti, comunque impattanti sull'ambiente e che si accumulano nel corso del tempo, non vengono valutati (Lovarelli et al., 2016).

Considerando questi limiti, è stato sviluppato un indicatore di impatto sulla risorsa idrica in grado di meglio valutare le complessità di diversi sistemi colturali caratterizzati dall'emissione di molteplici inquinanti in acqua nonché da metodi irrigui diversi. Quest'ultimo aspetto è stato affrontato calcolando la componente WF_{blu} considerando l'efficienza del metodo irriguo utilizzato.

Scopo di questo contributo è quindi quello di presentare i risultati ottenuti applicando il nuovo framework metodologico al caso della produzione di mais da granella in Lombardia.

2. Metodologia

Calcolando il WF parzialmente secondo il WFN si propone, dunque, la seguente modifica: l'utilizzo del Pollution Water Indicator (PWI) per individuare la componente grigia e di inquinamento delle acque e l'utilizzo del Water Footprint Applied (WFA) per individuare l'effettivo ruolo della componente blu.

Il PWI si inserisce nel contesto della recente ISO 14046, che prevede l'introduzione di un approccio di ciclo di vita nel calcolo del WF. In accordo con ISO 14046, il metodo AWARE (Available Water REmaining) è stato ancor più recentemente raccomandato per la quantificazione della categoria di impatto *Water Use*. A differenza di questo, però, il PWI permette di individuare, attraverso le categorie di impatto già affermate, l'effetto dei nutrienti e dei fitofarmaci applicati durante la coltivazione.

In aggiunta, relativamente al WFA, l'identificazione del WFA nella sua componente blu (WFA_{blu}) consente di tenere conto dell'efficienza irrigua del metodo di irrigazione selezionato nelle fasi di coltivazione, in modo da realizzare valutazioni sull'effettiva disponibilità idrica locale.

2.1. *Pollution Water Indicator (PWI)*

In questo contesto è sviluppato l'indicatore Pollution Water Indicator (PWI) che si compone di quattro sub-indicatori (Figura 1): Water Footprint acqua grigia (WF_{grigia}, m³); Eutrofizzazione delle acque dolci (FE, kgP eq); Eutrofizzazione marina (ME, kg N eq); Ecotossicità delle acque dolci (FEx, CTUe).



Figura 1: Composizione del Pollution Water Indicator (PWI).

Il PWI viene calcolato come l'area del rombo i cui vertici sono formati dai quattro sub-indicatori. La sua importanza nasce dall'esigenza di tenere conto sia dell'indicazione fornita dal WFgrigia relativa al volume virtualmente richiesto per il rispetto della legge, sia dell'impatto sulla risorsa idrica legato alla coltivazione e, in particolare, all'applicazione di fertilizzanti (organici e minerali) e fitofarmaci. Le tre categorie di impatto considerate sono scelte per il loro ruolo sulla risorsa idrica e permettono di valutarne l'impatto ambientale con approccio LCA.

2.2. Water Footprint Applied (WFA)

Relativamente al calcolo del WF sono state quantificate le tre componenti (verde, blu e grigia) (Figura 2). Per la blu è stato considerato il volume effettivamente distribuito durante il ciclo colturale (al lordo delle perdite della tecnica irrigua selezionata), definito come Water Footprint Applied (WFA) (García Morillo et al., 2015), diversamente dall'indicazione del WFN secondo la quale si deve tenere conto unicamente del volume trattenuto nel prodotto al netto del volume che ritorna al bacino idrico. Tale modifica pone l'attenzione sul fatto che è solo applicando il volume al lordo delle perdite che la coltura potrà crescere in assenza di stress idrico. Viceversa, pur considerando che le perdite di acqua sono restituite nello stesso bacino idrico e nella stessa stagione di crescita, si rischia di sottostimare i volumi di acqua necessari per far fronte all'irrigazione. L'acqua blu così definita (WFA_{blu}) viene calcolata secondo la seguente formula:

$$WFA_{BLU} = CWA / Y$$

dove:

CWA = Crop Water Applied, ovvero l'acqua d'irrigazione calcolata con il bilancio idrico, considerando: turno irriguo (definito a livello consortile), evapotraspirazione colturale, volume applicato e efficienza della tecnica irrigua selezionata (ovvero il rapporto tra il volume d'acqua effettivamente assorbito dalla pianta e quello distribuito) e i volumi idrici utilizzati durante altri processi (es. distribuzione fitofarmaci) (m³/ha)

Y = resa della coltura (t/ha)



Figura 2: Composizione del Water Footprint Applied (WFA).

3. Caso studio

Il PWI e il WFA sono stati applicati alla coltivazione del mais da granella in Pianura Padana.

3.1. Descrizione del sistema

Per la produzione di mais da granella sono state considerate le condizioni produttive e pedo-climatiche della provincia di Milano e, in particolare, la tecnica colturale comunemente impiegata nella Pianura Padana in areali irrigui (Figura 3). Relativamente ai reflui esistono diverse tecniche di distribuzione che influenzano volatilizzazione, lisciviazione e run-off dei nutrienti applicati e, quindi, le emissioni nell'ambiente (Bacenetti et al., 2016). Oltre alla tecnica di distribuzione, anche le condizioni pedo-climatiche hanno un ruolo importante su questi processi: caratteristiche del terreno, temperatura, precipitazioni nelle ore successive alla distribuzione e ventosità sono state considerate secondo il modello Brenttrup et al. (2000).

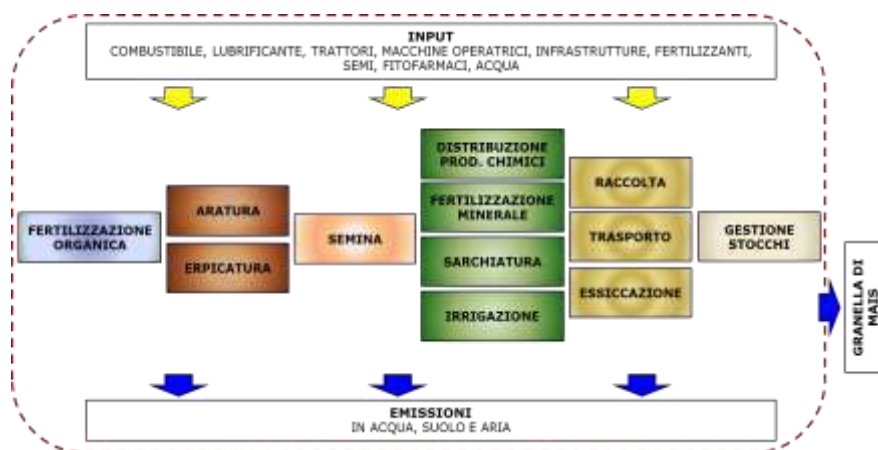


Figura 3: Confini del sistema oggetto di studio.

Per la fertilizzazione (oggetto del PWI) sono stati considerati 6 scenari:

- BS (scenario base): il fertilizzante organico (85 t/ha di liquame suino) è applicato superficialmente con uno spandiliquame dotato di piatto deviatore in pre-aratura ed è interrato dopo più di 3 giorni dalla distribuzione;
- AS1: il fertilizzante organico è applicato come in BS ma interrato entro 2 ore;
- AS2: il fertilizzante organico è interrato direttamente, utilizzando uno spandiliquame con ancore per l'iniezione (profondità 7-8 cm);
- AS3: viene utilizzata la medesima tecnica di BS, a cui si aggiunge la raccolta degli stocchi che comporta la distribuzione di una maggior quantità di refluo (+38 t/ha di liquame) per sopperire alla rimozione dei nutrienti;
- AS4: il fertilizzante organico utilizzato è digestato ottenuto da un impianto di digestione anaerobica alimentato a reflui zootecnici che viene distribuito come in BS. Data la più elevata concentrazione di N-NH₄ sull'N totale nel digestato rispetto al liquame, è stata considerata, per il digestato, una più elevata efficienza di contenuto in N (75% invece del 65% per il liquame rispetto al 100% dei fertilizzanti minerali);
- AS5: non viene distribuito alcun fertilizzante organico, bensì fertilizzanti minerali in pre-semina (500 kg/ha urea e 150 kg/ha triplo superfosfato).

Per l'irrigazione (oggetto del WFA) gli scenari considerati sono 3:

- IS (scenario base): tecnica a scorrimento superficiale (efficienza 50%, volume applicato per ogni intervento 1400 m³/ha),
- IA: aspersione (efficienza 70%, volume applicato per intervento 500 m³/ha);
- IM: microirrigazione (efficienza 90%, volume per intervento 100 m³/ha).

3.2. Unità funzionale, inventario e impatti valutati

L'Unità Funzionale (FU) considerata è 1 t di mais da granella al 14% di umidità. I dati di inventario sono stati raccolti su un arco temporale di 5 anni (2011-2015).

Per quanto riguarda il calcolo del WFgrigia, i limiti di concentrazione degli inquinanti nelle acque (nitrato e fosfato) sono regolati dalla legge. Il bilancio dell'azoto, necessario per il calcolo della lisciviazione, è stato modellizzato secondo Brentrup et al. (2000), il run-off del fosforo secondo Prahsun (2006) e, infine, le emissioni di fitofarmaci secondo Margni et al. (2002). Dalla stazione meteorologica locale sono state ricavate le informazioni per quantificare l'evapotraspirazione colturale (Allen et al., 1998) e il WFverde. Attraverso il bilancio idrologico è stato quantificato anche il WFAblu modificato al fine di considerare i volumi al lordo della tecnica irrigua selezionata. I dati relativi alle operazioni del sistema colturale, alle rese del quinquennio e all'operatività aziendale sono stati ottenuti attraverso interviste con l'agricoltore, per maggiori dettagli si rimanda a Bacenetti et al. (2016). Non è stato attribuito alcun impatto ambientale alla produzione del liquame, considerato un rifiuto dell'attività zootecnica. Nello scenario AS3, tra granella e stocchi è stata eseguita l'allocazione economica (180 €/ha e 35 €/ha, rispettivamente per granella e stocchi).

I dati di background (produzione di semi, fertilizzanti, combustibili, fitofarmaci, trattori, macchine operatrici) sono stati ottenuti dal database Ecoinvent v3.0.

L'impatto ambientale è stato quantificato con il metodo di caratterizzazione ILCD (ILCD Handbook) per le categorie: eutrofizzazione delle acque dolci (FE), eutrofizzazione marina (ME) e ecotossicità delle acque dolci (FEx).

3.3. Risultati

La Figura 4 riporta i risultati relativi a WFgriglia, FE, ME e FEx e al PWI corrispondente.

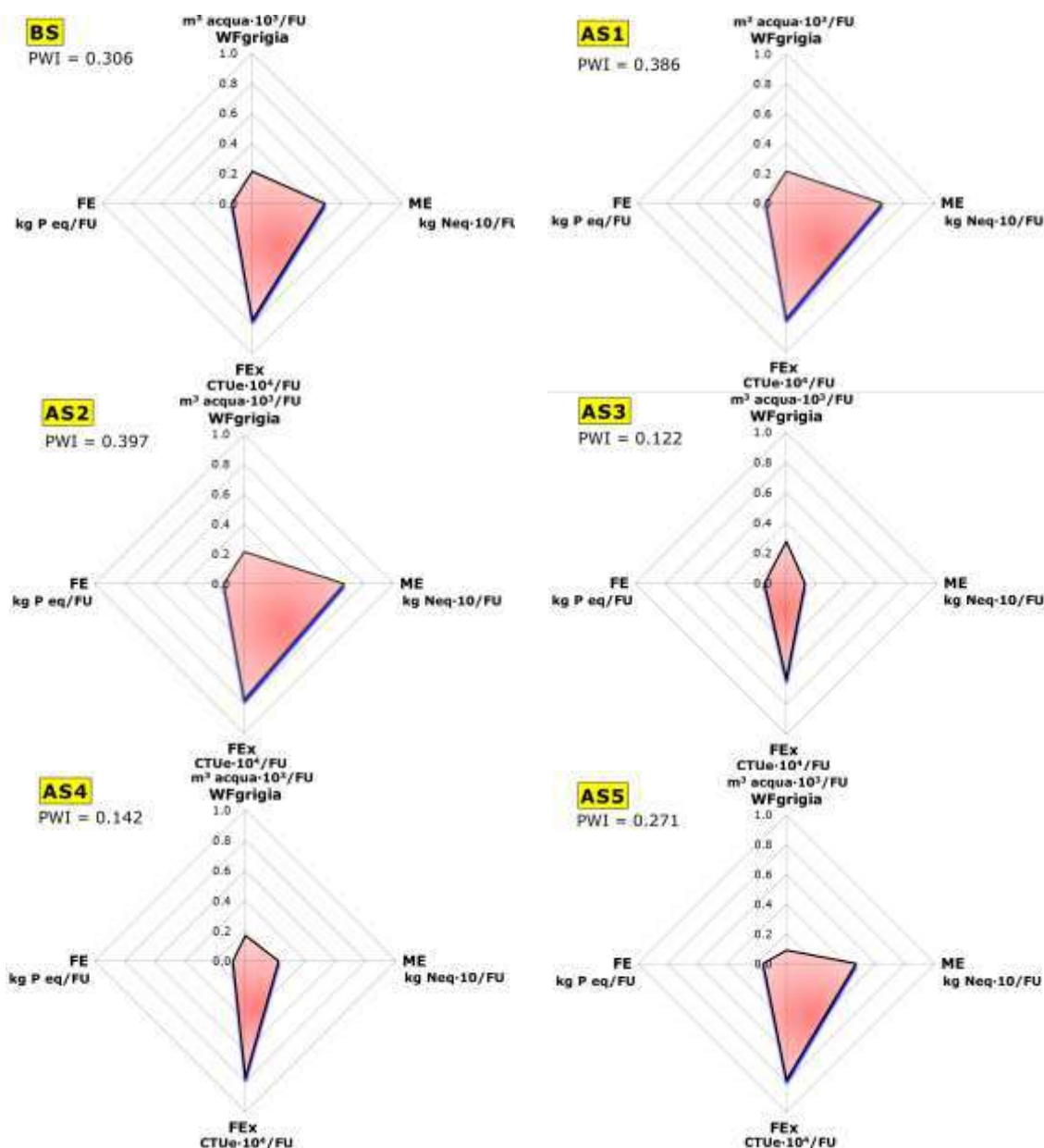


Figura 4: WFgriglia, FE, ME, FEx e PWI complessivo per i 6 scenari valutati.

Gli scenari analizzati con diversa fertilizzazione hanno un impatto fortemente variabile sulla risorsa idrica. In particolare, AS3 e AS4 presentano i risultati migliori (rispettivamente -60% e -54% rispetto a BS). In AS3 ciò è dovuto all'allocazione di parte dell'impatto allo stocco, mentre in AS4 alla più elevata efficienza del digestato rispetto al liquame. Nonostante AS1 e AS2 siano tecniche molto interessanti per la riduzione della volatilizzazione dell'ammoniaca, presentano il PWI peggiore (rispettivamente +26% e +30% rispetto a BS) perché la maggiore disponibilità di azoto (non volatilizzato) comporta, a parità di resa e quindi di assorbimento da parte della pianta, una maggiore lisciviazione.

La Tabella 1 riporta i risultati relativi al calcolo del WFA per ciascun anno, evidenziando le differenze rispetto al WF (calcolato secondo il WFN). Dai risultati emerge che il WF sia sempre inferiore rispetto al WFA (tra -21% e -28% rispetto a WFA) a causa del diverso metodo di calcolo dell'acqua blu. Infatti, a differenza di WFblu, valutando WFAblu (Figura 5) si può osservare che le differenze tra una tecnica irrigua e l'altra sono considerevoli; ad esempio, l'irrigazione a scorrimento presenta WFAblu superiori anche del 100%-150% rispetto alle altre due tecniche.

Tabella 1: WFA e WF per il quinquennio analizzato (totale delle componenti verde, blu e grigia) esplicitando i valori relativi alla componente blu (WFAblu e WFblu) con irrigazione a scorrimento.

Anno	WFA m ³ /t	WF m ³ /t	Acqua blu			
			WFAblu m ³ /t	%	WFblu m ³ /t	%
2011	520.82	401.57	255.5	49.1%	136.29	33.9%
2012	673.00	494.12	374.79	55.7%	195.91	39.6%
2013	546.44	427.19	255.54	46.8%	155.03	36.3%
2014	616.67	489.07	255.54	41.4%	127.94	26.1%
2015	634.07	455.22	374.79	59.1%	170.36	37.4%
Media	598.20	453.43	303.24	50.4%	157.10	34.6%

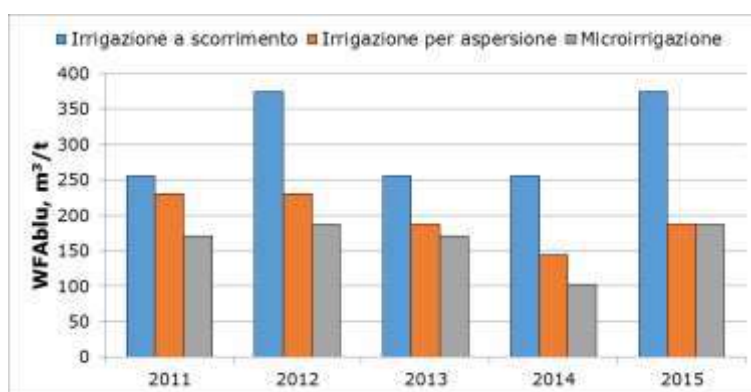


Figura 5: WFAblu per le diverse tecniche irrigue considerate.

4. Conclusioni

Per affrontare le principali criticità del Water Footprint (in accordo con WFN) è stato sviluppato un nuovo indicatore chiamato Pollution Water Indicator (PWI) che permette di valutare l'effetto sulla risorsa idrica delle emissioni di nutrienti e fitofarmaci, tenendo conto anche del volume per ristabilire la qualità delle acque. Rispetto al WFgriglia tradizionalmente utilizzato, il PWI permette di considerare non solo l'inquinante che richiede il volume di acqua più alto per la diluizione, ma anche altri inquinanti che possono causare un impatto ambientale alla risorsa idrica (nitrati, fosfati nonché fitofarmaci). Inoltre, per evitare di sottostimare il fabbisogno idrico lordo di un areale di coltivazione, è stata considerata l'efficienza della tecnica di irrigazione e l'effettivo volume di acqua applicato come WFA_{blu}.

L'utilizzo di PWI e WFA può dunque inserirsi nel contesto delle valutazioni ambientali poiché consente, seppur richiedendo il contributo sia della metodologia WF sia di quella LCA, una valutazione completa sul sistema produttivo agricolo in relazione agli effettivi consumi idrici e all'introduzione di nutrienti e fitofarmaci senza far diretto riferimento alla scarsità idrica, ma alla disponibilità e all'inquinamento della stessa.

5. Bibliografia

- Allen, RG, Pereira, LS, Raes, D, Smith, M, 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements, FAO Drainage and Irrigation Paper 56, Food and Agriculture Organization, Rome.
- Bacenetti, J, Lovarelli, D, Fiala, M, 2016. Mechanisation of organic fertiliser spreading, choice of fertiliser and crop residue management as solutions for maize environmental impact mitigation. Eur. J. Agron. 79, 107-118.
- Brentrup, F, Küsters, J, Lammel, J, Kuhlmann, H, 2000. Methods to estimate onfield nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. Int. J. Life Cycle Assess. 5 (6), 349-357.
- García Morillo, J, Rodríguez Díaz, JA, Camacho, E, Montesinos, P, 2015. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. J Clean Prod. 87, 594-602.
- International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Towards more sustainable production and consumption for a resource-efficient Europe, 2012. JRC Reference Report, EUR 24982 EN. European Commission – Joint Research Centre. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- Lovarelli, D, Bacenetti, J, Fiala, M, 2016. Beyond the Water Footprint: a new framework proposal to assess freshwater environmental impact and consumption. J. Clean Prod. 1-11.
- Margni, M, Rossier, D, Crettaz, P, Jolliet, O, 2002. Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 93,379-392.
- Mekonnen, MM, Hoekstra, AY, 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Hydrol Earth Syst Sc. 15, 1577-1600.
- Prahsun, V, 2006. Erfassung der PO4-Austrage für die Okobilanzierung SALCA Phosphor. Agroscope Reckenholz – Tanikon ART, 1-20.

Sviluppo di un approccio integrato per la valutazione ambientale di sistemi fotovoltaici di nuova generazione: le perovskiti

Simone Maranghi^{1,2}, Maria Laura Parisi^{1,2}, Adalgisa Sinicropi^{1,2}, Riccardo Basosi^{1,2*}

¹Department of Biotechnology, Chemistry and Pharmacy, University of Siena

²CSGI (Research Center for Colloids and Nanoscience), Florence

Email*: riccardo.basosi@unisi.it

Abstract

Le celle fotovoltaiche a perovskite sono al centro dell'attenzione della ricerca scientifica a causa dell'elevata efficienza di fotoconversione che hanno raggiunto recentemente. I principali problemi ambientali correlati ad un loro utilizzo devono, però, essere valutati e quantificati con attenzione, soprattutto a causa della presenza del piombo all'interno della perovskite. In questo lavoro vengono analizzati i risultati ottenuti da studi LCA di letteratura con l'obiettivo di impostare una normalizzazione esaustiva dei vari output delle analisi, ipotizzando un'integrazione tra l'approccio LCA e quello dell'analisi tossicologica che riesca a produrre una valutazione ambientale quanto più accurata ed affidabile possibile dell'intero ciclo di vita delle celle a perovskite.

1. Introduzione

L'innovazione nel campo delle tecnologie di produzione energetica da fonti rinnovabili è uno degli aspetti principali su cui puntare se si vuole tentare di proseguire sulla strada dello sviluppo sostenibile. Un caso di innovazione tecnologica recente, in ambito fotovoltaico, è quello delle celle a perovskite (*Perovskite Solar Cell, PSC*). Questo tipo di dispositivi ha attratto un grande interesse da parte dei ricercatori a causa dell'alta resa di fotoconversione che le PSC sono riuscite a raggiungere, nonostante il limitato periodo di sviluppo tecnologico che le caratterizza.

Queste celle presentano molteplici punti di forza (elevata efficienza, estrema versatilità di costruzione e di destinazione d'uso, costi produttivi non proibitivi) e pochi ma significativi svantaggi correlati alle caratteristiche chimico-fisiche e strutturali, con problemi dovuti alla stabilità e al tempo di vita di queste celle. Oltre a ciò, è necessario porre molta attenzione alle problematiche ambientali correlate alla produzione e all'utilizzo di tale tecnologia. Questo tipo di dispositivi, infatti, contiene al suo interno delle piccole ma non trascurabili quantità di piombo, un metallo estremamente tossico (Direttiva 2011/65/UE).

Lo scopo di questo lavoro è di analizzare gli studi LCA già presenti in letteratura in un'ottica di armonizzazione dei risultati, finalizzata allo scopo di integrare l'approccio LCA con uno di tipo tossicologico in riferimento al contenuto di metalli pesanti nelle PSC. L'idea è di proporre un approccio metodologico per i prossimi studi, in modo da ottenere valutazioni ambientali più precise e affidabili, senza trascurare risvolti ambientali significativi. Una parte del presente lavoro analizzerà l'utilizzo del metodo di calcolo USEtox, consigliato anche nel draft della PEF (*Product Environmental Footprint*, European Commission (a), 2012)

sui dispositivi di produzione dell'energia, per capire quali possano essere i limiti di applicabilità nel campo tecnologico delle PSC.

2. Le celle a perovskite

Il termine *perovskite* è, generalmente, utilizzato per indicare una specifica classe di composti minerali naturali caratterizzati da una struttura cristallina molto particolare che ha, nella sua forma più comune, formula chimica CaTiO_3 . A seconda della conformazione e della composizione di questo materiale è possibile modificare le proprietà ottiche della perovskite, rendendola molto interessante per applicazioni di tipo fotovoltaico (Green et al. 2014). I primi studi risalgono al 2012 (Kim et al. 2012) quando la perovskite fu utilizzata per la prima volta come composto fotosensibile all'interno di una cella DSSC (Dye Sensitized Solar Cell).

In generale, quando si parla di perovskite per applicazioni fotovoltaiche, si fa sempre riferimento al composto di sintesi detto specificatamente "perovskite ibrida organica-inorganica". Questa dicitura deriva dalla composizione chimica di questo materiale (Figura 1): attorno ad un catione organico di grande raggio ionico (A), si dispongono cationi metallici a raggio ionico più piccolo (B) e alogenuri (X).

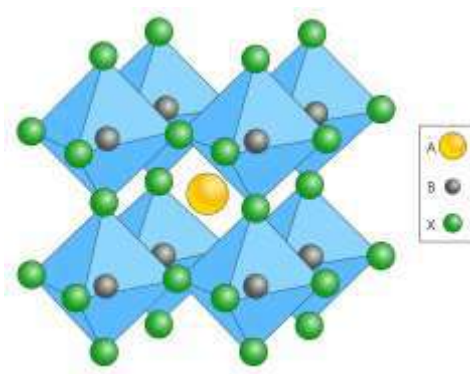


Figura 1: Struttura cristallina generica di una perovskite.

Una delle strutture della perovskite di sintesi più diffuse ha come catione organico (A) una molecola di metilammonio $(\text{CH}_3\text{NH}_3)^+$, come catione metallico (B) il piombo Pb^{2+} , come alogenuro lo iodio I^- e può essere abbreviata con la sigla MAPbI_3 .

Un vantaggio notevole che le perovskiti hanno rispetto ad altri materiali che svolgono la stessa funzione, è la possibilità di scegliere le componenti della struttura cristallina, modulando in fase di progettazione alcune caratteristiche ottiche fondamentali come la mobilità delle cariche (formazione e trasporto della coppia elettrone-lacuna) e il band-gap. A tale proposito, di estrema importanza sono tutte quelle metodologie che sfruttano i metodi *ab-initio* per simulare e progettare nuove strutture cristalline ed analizzarne le caratteristiche chimico-fisiche principali (De Angelis, 2014; Mosconi et al., 2016). Per un materiale così complesso come la perovskite, i modelli teorici possono essere di grande supporto per la progettazione delle loro componenti.

Il motivo principale dell'incredibile successo che le PSC hanno avuto nella ricerca scientifica in questi ultimi anni è dovuto, principalmente, alla loro elevata resa di fotoconversione elettrica. In pochi anni l'efficienza massima di una cella PSC di laboratorio ha superato quelle di tecnologie competitive, attestandosi al 22,1% (NREL, 2017). Un valore estremamente elevato, superiore al record odierno delle tradizionali celle al silicio. I materiali principali che compongono la cella possono essere schematizzati come segue (Figura 2).

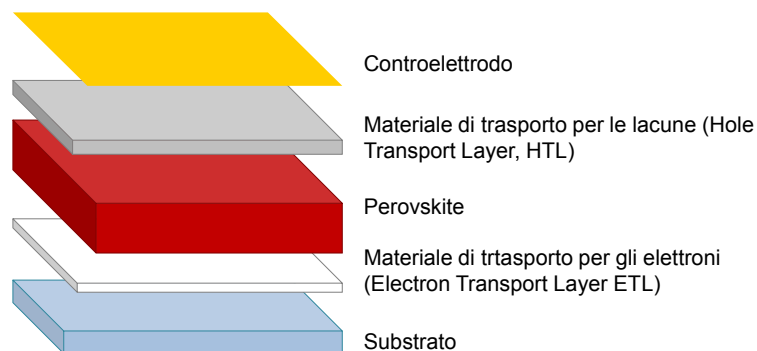


Figura 2: Struttura generale di una PSC.

Modificando i singoli materiali si possono ottenere configurazioni diverse, con possibilità di avere celle su substrati vetrosi o polimerici, con metalli quali oro, argento o alluminio come contro elettrodo e con differenti materiali che svolgono il ruolo di trasporto degli elettroni (ETL) e delle lacune (HTL). La configurazione di una PSC, è molto simile a quella di una DSSC e ciò comporta una similitudine anche tra i profili ambientali di queste due tecnologie, con alcuni materiali utilizzati e processi di produzione che sono praticamente identici (Parisi et al., 2014).

3. Il problema del piombo

Il dubbio principale che accompagna le celle PSC fin dalla loro nascita è relativo all'impatto ambientale della perovskite, soprattutto in riferimento al piombo presente all'interno della struttura cristallina (Fabini, 2015; Benmessaud et al., 2015). Come molti altri metalli pesanti, se assorbito dagli organismi viventi, il Pb ha un'elevata tossicità, incide negativamente su molti organi interni, compreso il cervello ed è in grado di bioaccumularsi all'interno degli organismi (Flora et al., 2012). Ciò che lo rende estremamente pericoloso per la salute degli organismi viventi, però, è l'elevata mobilità e la grande diffusione nell'ambiente che hanno i composti in cui è presente. Ciò è dovuto alle sue caratteristiche chimico-fisiche e alle numerose destinazioni d'uso che ha avuto fino al recente passato (Flora et al., 2012). Analizzando nello specifico l'applicazione del piombo nelle PSC, soprattutto per quanto riguarda le fasi di produzione e di utilizzo, molti studi hanno evidenziato la possibile perdita dello ioduro di piombo (PbI_2) (Hailegnaw et al., 2015). Questo composto è estremamente solubile in acqua e può facilmente essere trasportato via dall'acqua, con conseguente inquinamento delle aree circostanti al luogo di produzione o utilizzo.

Un'esperienza simile da cui trarre insegnamento è sicuramente quella dei moduli fotovoltaici *thin film* al telloruro di cadmio (CdTe). Il Cd, come il Pb, è un metallo

pesante estremamente tossico che può provocare danni molto gravi alla salute umana. La valutazione degli impatti ambientali correlati all'utilizzo di questi dispositivi ha evidenziato una sostanziale differenza tra il comportamento del Cd e quello del CdTe, sottolineando la maggiore tossicità del cadmio metallico rispetto al telloruro di cadmio (Bravi et al., 2010; Zayed et al., 2009). In ogni caso, i moduli *thin film* al CdTe e i processi di produzione di tale tecnologia devono rispettare delle rigide linee guida (sia in fase di produzione ed installazione, sia in fase di smaltimento e riciclo) affinché possano essere commercializzate (First Solar, 2013).

Applicando un simile ragionamento alle PSC, è importante prendere in considerazione il potenziale tossico dello ioduro di piombo nello specifico, affiancando ai modelli tossicologici utilizzati nei metodi di calcolo LCA, studi tossicologici specifici, affinché i risultati finali possano esser quanto più esaustivi possibile.

4. Risultati e discussione

I primi studi LCA condotti sulle PSC (Tabella 1) hanno prodotto risultati molto interessanti ed hanno individuato gli impatti ambientali principali relativi alla fase di produzione e alla fase d'uso di questi dispositivi.

Tabella 1: Studi LCA presi in considerazione in questo lavoro.

Reference	Unità funzionale	Tempo di vita cella	Metodo di calcolo
Espinosa et al. 2015	kWh	1 anno	ILCD (European Commission (b))
Gong et al. 2015	m ²	2 anni	CML (Guinée et al, 2002)
Zhang et al. 2015	cm ²	1-30 anni	ILCD (European Commission (b))
Zhang et al. 2017	cm ²	1 anno	ILCD (European Commission (b))

Oltre agli studi presentati in tabella, altri due lavori hanno applicato l'analisi LCA alle PSC, realizzando un confronto tra gli impatti ambientali di diverse configurazioni PSC ottenute con differenti processi di produzione (Celik et al, 2016) e analizzando tre diverse configurazioni PSC, di cui una è caratterizzata dalla sostituzione del piombo con lo stagno all'interno della perovskite (Serrano-Luján et al., 2015). Questi due ultimi lavori sono stati considerati per gli aspetti qualitativi e non per quelli quantitativi, in quanto non è stato possibile effettuare una corretta armonizzazione dei risultati a causa della mancanza di dati ed informazioni specifiche.

Data la numerosità di materiali e di tecniche di processo ad oggi utilizzate per la realizzazione delle PSC, gli studi LCA condotti finora e presentati in Tabella 1, affrontano la tematica ambientale da diversi punti di vista. Espinosa et al. si concentra sul confronto di due celle costruite con differenti metodi di deposizione della perovskite. Gong et al. prende in considerazione due moduli con caratteristiche strutturali differenti. Il primo lavoro di Zhang et al. calcola il profilo ambientale di una cella PSC con nanotubi di titanio come ETL. Il secondo lavoro

di Zhang et al. si concentra sulle differenze di impatto ambientale tra PSC realizzate con cinque tipi diversi di perovskite.

Analizzando i risultati finali dei quattro studi considerati, si nota che questi sono molto eterogenei e ciò è dovuto, oltre che alle differenze nei materiali utilizzati per la costruzione delle celle, anche alla scelta del metodo di calcolo, alle differenti unità funzionali considerate e alle assunzioni fatte nelle varie analisi LCA. Tra i molteplici risultati ottenuti, in Figura 3 sono riportati i contributi alla categoria ambientale legata alla tossicità umana (*Human Toxicity Potential*). I dati sono stati armonizzati e normalizzati grazie ai fattori di caratterizzazione di ciascun metodo di calcolo utilizzato e riportati in pesi percentuali per poter essere confrontati tra loro.

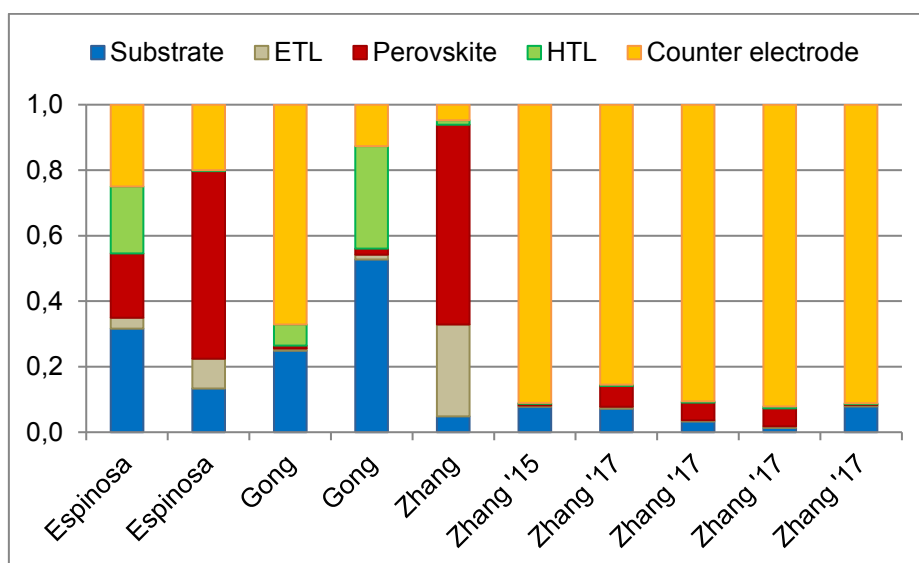


Figura 3: Contributo dei componenti di una PSC sulla categoria di impatto ambientale *Human Toxicity Potential* riportato negli studi di letteratura in esame (le configurazioni riportate su ogni lavoro possono essere più di una).

Dai risultati riportati si nota che l'impatto specifico della perovskite dipende in modo determinate dalla procedura sintetica adottata e un simile ragionamento si può applicare al HTL. Il substrato e il controlettrodo, invece, presentano sempre un impatto rilevante nella cella e ciò è dovuto principalmente alla tipologia di materiali con cui sono fatti (vetro e oro). È evidente, comunque, come non esista una riproducibilità del profilo ambientale di una PSC: ciò è dovuto sia alle differenze tra i vari studi, sia allo stadio di ricerca preliminare in cui si trova questa tecnologia, ben lontana dall'essere indirizzata verso una struttura della cella definita e verso processi di costruzione ottimizzati.

Un'altra considerazione da fare riguarda l'impatto limitato, ai fini dei calcoli LCA, del piombo che costituisce la perovskite. Causa di ciò è, principalmente, la quantità estremamente bassa di perovskite nella PSC e, nei casi in cui quest'ultima ha un impatto rilevante, ciò è causato principalmente dalle procedure sintetiche di tale materiale e dall'utilizzo di solventi e eluenti organici (Espinosa et al., 2015; Zhang et al., 2015). La scarsa quantità di piombo all'interno delle PSC, però, non deve essere ritenuta un'attenuante per il rischio connesso all'uso

di questo metallo, soprattutto in un'ottica di futura industrializzazione. Inoltre, gli inquinanti contenenti piombo (ioduro di piombo, PbI_2) emessi, principalmente, durante la fase di lavorazione e in fase d'uso non sono presenti all'interno del database del metodo del metodo ILCD e ciò potrebbe portare ad un'interpretazione imprecisa dei risultati (Babaygit et al., 2016 and 2016; Hailegnaw et al., 2015).

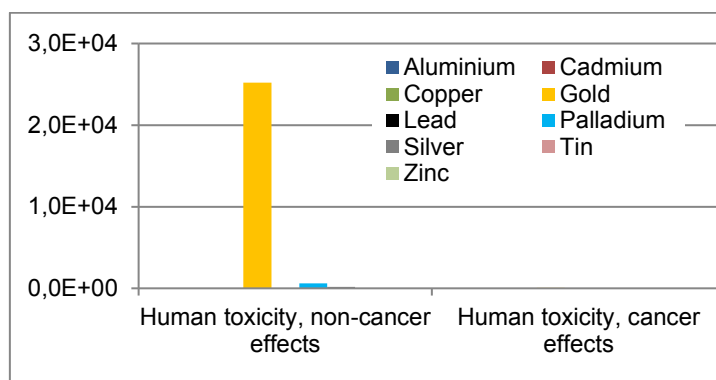


Figura 4: Confronto della produzione di alcuni metalli presi dal database Ecoinvent 3.0 e calcolato con il metodo USEtox (categorie relative alla tossicit  umana).

Nella maggior parte degli studi LCA riportati in Tabella 1, l'input del piombo   stato preso direttamente dai database ILCD. Cos  facendo, l'analisi LCA ha prodotto come risultato l'elaborazione che vediamo in Figura 4, con l'oro che ha impatti ambientali molto elevati a causa dei processi di lavorazione e purificazione. Parlando di metodi LCIA, quello pi  utilizzato per analisi tossicologiche e consigliato anche nell'ILCD e nella recente metodologia PEF (*Product Environmental Footprint*) per il fotovoltaico,   lo USEtox (Rosenbaum, 2008). Questo metodo utilizza modelli tossicologici che hanno una incertezza molto elevata quando si analizzano inquinanti contenenti metalli. Ciononostante, lo USEtox   sicuramente il metodo migliore per effettuare valutazioni tossicologiche, anche se necessita del supporto di analisi specifiche quando si effettuano studi che implicano la valutazione ambientale di materiali contenenti metalli pesanti (Babaygit et al., 2016 and 2016; Hailegnaw et al., 2015).

Per comprendere quale pu  essere la differenza qualitativa e quantitativa tra un calcolo estrapolato da un modello tossicologico tipo USEtox (Figura 5) e i risultati ottenuti da uno studio tossicologico, Babayigit et al. (2016) confrontano la tossicit , misurata con i due indicatori LC50 ("Letal Concentration 50, ovvero la concentrazione mediana alla quale si ha la morte del 50% della popolazione) ed EC50 ("Effective Concentration 50", ovvero la concentrazione mediana efficace che produce un determinato effetto diverso dalla morte, sul 50% della popolazione) di due perovskiti: una contenente piombo e l'altra stagno (Serrano-Luján et al., 2015), e delle sostanze da esse rilasciate (Figura 6).

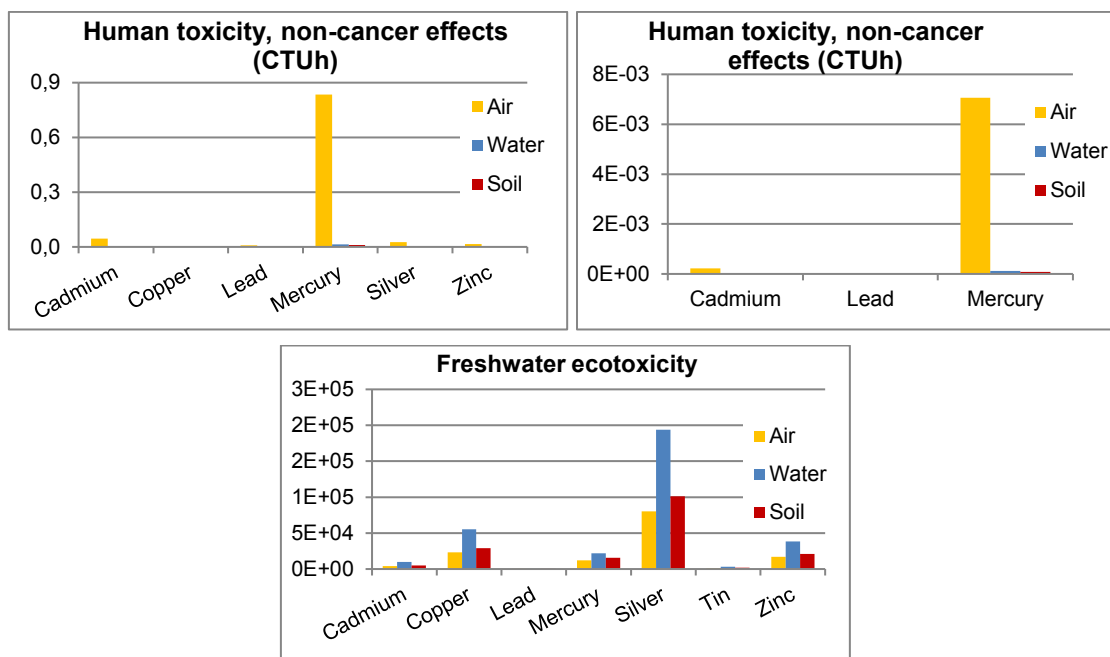


Figura 5: Fattori di caratterizzazione del metodo USEtox, riportati per i tre compartimenti principali.

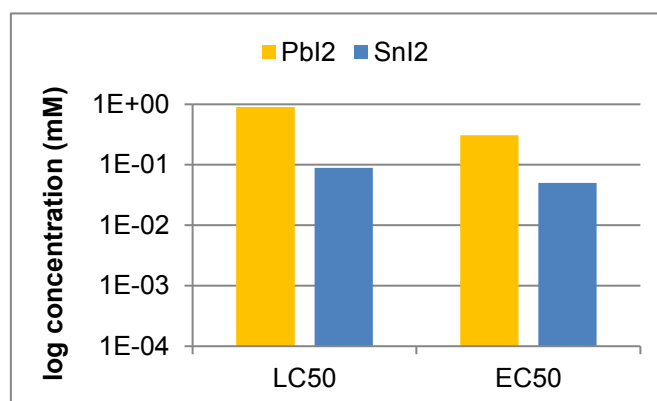


Figura 6: Valori di LC50 e EC50 riportati per le due sostanze emesse nell'utilizzo di perovskiti al piombo e allo stagno (Serrano-Luján et al., 2015).

Le differenze negli effetti tossicologici sono evidenti, al punto che lo stagno (che non compare tra i fattori di caratterizzazione dello USEtox) dimostra una tossicità rilevante quando si trova come ioduro di stagno (SnI₂). Ciò è dovuto, soprattutto, all'enorme differenza che c'è tra il comportamento e il destino ambientale di composti simili (come Pb e PbI₂, ad esempio). Dai primi risultati ottenuti è stato possibile identificare nella stabilità chimica e nel prodotto di solubilità (K_{ps}) due dei fattori determinanti da tenere in considerazione per effettuare una caratterizzazione tossicologica corretta (Babaygit et al., 2016 and 2016; Hailegnaw et al., 2015). In quest'ottica, l'elevata solubilità del PbI₂ è un fattore determinante nella valutazione della tossicità delle PSC.

5. Conclusioni

La tecnologia fotovoltaica basata sulle PSC sta riscuotendo un enorme successo nel campo della ricerca scientifica, dimostrato dal gran numero di studi pubblicati recentemente. Grazie alle sue caratteristiche e all'elevata efficienza, questa tecnologia è proiettata in modo deciso verso una prima fase di pre-industrializzazione. La presenza di piombo o di altri metalli pesanti pone però rilevanti problemi ambientali. Mettere in evidenza, fin da subito, quali potrebbero essere le problematiche di rischio correlate ad un utilizzo di PSC su larga scala è uno degli aspetti principali da affrontare ed approfondire.

In quest'ottica, è essenziale che l'applicazione dell'analisi LCA sia sempre associata allo sviluppo della tecnologia PSC ed è necessario che sia rafforzata da altri strumenti metodologici in grado di valutare correttamente gli impatti ambientali di tutto il ciclo di vita delle PSC. Gli studi tossicologici di laboratorio sono, ad oggi, essenziali come valutazione di supporto alla LCA e lo saranno fin quando non saranno aggiornati i modelli matematici dei metodi LCIA più affini alle problematiche tossicologiche (USEtox in particolare).

6. Bibliografia

- Babayigit, A, Thanh, DD, Ethirajan, A, Manca, J, Muller, M, Boyen, HG, Conings, B, 2016. Assessing the toxicity of Pb- and Sn-based perovskite solar cell in model organism *Danio rerio*. *Nature*. 6, 18721-18732
- Babayigit, A, Thanh, DD, Ethirajan, A, Muller, M, Conings, B, 2016. Toxicity of organometal halide perovskite solar cells. *Nature*. 15, 247-251.
- Benmessaud, IR, Mahul-Mellier, AL, Horvath, E, Maco, B, Spina, M, Lashuel, HA, Forrò, L, 2016. Health hazards of methylammonium lead iodide based perovskites: cytotoxicity studies. *Toxicol. Reser.* 2, 1-33.
- Bravi, M, Parisi, ML., Tiezzi, E., Basosi, R, 2010. Life Cycle Assessment of advanced technologies for photovoltaic panels production. *Intern. J. Heat Technol.* 28, 133-140.
- Celik, I, Song, Z, Cimaroli, AJ, Yan, Y, Heben, MJ, 2016. Life Cycle Assessment (LCA) of perovskite PV cells projected from lab to fab. *Sol. Energy Mater. Sol. Cells.* 156, 157-169.
- De Angelis, F, 2014. Modeling Materials and Processes in Hybrid/Organic Photovoltaics: From Dye-Sensitized to Perovskite Solar Cells. *Acc. Chem. Res.* 47, 3349-3360.
- Direttiva 2011/65/UE, sulla restrizione dell'uso di determinate sostanze pericolose nelle apparecchiature elettriche ed elettroniche.
- Espinosa, N, Serrano-Luján, L, Urbina, A, Krebs, FC, 2015. Solution and vapour deposited lead perovskite solar cells Ecotoxicity from a life cycle assessment perspective. *Sol. Energy. AMter. Sol. Cells.* 137, 303-310.
- European Commission (a), Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability (IES), 2012. Product Environmental Footprint (PEF) Guide.
- European Commission (b), Joint Research Centre, 2012. Characterisation Factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment Methods. Database and Supporting Information, first ed. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- Fabini, D, 2015. Quantifying the Potential for Lead Pollution from Halide Perovskite Photovoltaics. *J. Phys. Chem. Lett.* 6, 3546-3548.

First Solar, 2013. Final report: CdTe Photovoltaic Technology: Environmental, Health and Safety Assessment.

Flora, G, Gupta, D, Tiwari, A, 2012. Toxicity of lead: A review with recent updates. *Interdiscip. Toxicol.* 5, 47-58

Gong, J, Darling, SB, You, F, 2015. Perovskite photovoltaics life-cycle assessment of energy and environmental impacts. *Energy Environ. Sci.* 8, 1953-1968.

Green, MA, Ho-Baillie, A, Snaith, HJ, 2014. "The emergence of perovskite solar cells. *Nature Photon.* 8, 506-514.

Guinée, J.B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A.D, Oers, L.V., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes H.A., Bruijn, H.D, Duin, R.V, Huijbregts, M.A.J., 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Part III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 692 pp.

Hailegnaw, B, Kirmayer, S, Edri, E, Hodes, G, Cahen, D, 2015. Rain on Methylammonium Lead Iodide Based Perovskites. Possible Environmental Effects of Perovskite Solar Cells. *J. Phys. Chem. Lett.* 6, 1543-1547.

Kim, HS, Lee, CR, Im, JH, Lee, KB, Moehl, T, Marchioro, A, Moon, SJ, Humphry-Baker, Yum, JH, Moser, JE, Gratzel, M, Park, NG, 2012. Lead Iodide Perovskite Sensitized All-Solid-State Submicron Thin Film Mesoscopic Solar Cell with Efficiency Exceeding 9%. *Nature.* 2, 259.

Mosconi, E, Umari, P, De Angelis, F, 2016. Electronic and optical properties of MAPbX₃ perovskites (X = I, Br, Cl): a unified DFT and GW theoretical analysis. *Phys. Chem. Chem. Phys.* 18, 27158-27164.

NREL, 2017. Best Research-cell efficiencies chart (available at: <https://www.nrel.gov/pv/assets/images/efficiency-chart.png>)

Parisi, ML, Maranghi, S, Basosi, R, 2014. The evolution of the dye sensitized solar cells from Grätzel prototype to up-scaled solar applications: A life cycle assessment approach. *Ren Sustain. Energy Rev.* 39, 124-128.

Rosenbaum, RK, Bachmann, TM, Gold LS, Huijbregts, MAJ, Jolliet, O, Juraske, R., Koehler, A, Larsen, HF, MacLeod, M, Margni, M, McKone, TE, Payet, J, Schuhmacher, M, van de Meent, D, Hauschild, MZ, 2008. USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterization factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J LCA* 13, 532-546.

Serrano-Luján, L, Espinosa, N, Larsen-Olsen, TT, Abd, J, Urbina, A, Krebs, FC, 2015. Tin- and Lead-Based Perovskite Solar Cells under Scrutiny. An Environmental Perspective. *Adv. Energy Mater.* 5, 150119

Zayed, J, Philippe, S, Acute Oral and Inhalation Toxicities in Rats With Cadmium Telluride, 2009. *Int. J. Toxicol.* 28, 259-265.

Zhang, J, Gao, X, Deng, Y, Li, B, Yuan, C, 2015. Life Cycle Assessment of Titania Perovskite Solar Cell Technology for Sustainable Design and Manufacturing. *ChemSusChem*, 8, 3882-3891.

Zhang, J, Gao, X, Deng, Y, Zha, Y, Yuan, C, 2017. Comparison of life cycle environmental impacts of different perovskite solar cell systems. *Sol. Energy Mater. Sol. Cells*, 166, 9-17.

Self-cleaning nano-technology application on a new antibacterial insect screen: an attributional LCA study for quantifying energy and water savings

Simone Maranghi¹, Franco Borghetti², Riccardo Basosi^{1*}, Elena Busi¹

¹Department of Biotechnology, Chemistry and Pharmacy, University of Siena

²T.I.E. - Tessitura Industriale Europea

E-mail*: riccardo.basosi@unisi.it

Abstract

The exploitation of recent technologies in the production of new generation materials should be applied in order to achieve energy and raw material savings. Nanotechnology has high technological potential for the textile industry. The new textiles realized by a finishing process is able to reduce the maintenance costs of textile products, including a reduction in the consumption of water and chemicals/detergents, and to significantly reduce the temperature required for the removal of persistent stains. Such new technology was successfully applied to the production of an antibacterial insect screen. In this study Life Cycle Assessment was applied to a self-cleaning mosquito net in order to quantify its environmental advantages. In particular, the ecological earnings were evaluated by the comparison of the production and the use phase of the innovative and conventional materials in several application scenarios.

1. Introduction

A mosquito net offers protection against mosquitoes, flies and other insects, and thus against the diseases they may carry. Examples include malaria, dengue fever, yellow fever, and various forms of encephalitis, including the West Nile virus (Mosquito netting, 2017). To be effective the mesh of a mosquito net must be fine enough to exclude such insects without reducing visibility or air flow to unacceptable levels. It is possible to increase the effectiveness of a mosquito net greatly by treating it with an appropriate insecticide or mosquito repellent.

Some industrial production process of mosquito nets involves the treatment with insecticides (known as insecticide-treated nets, ITNs or bednets) and they were developed in the 1980s for malaria prevention. ITNs are estimated to be twice as effective as untreated nets (Sweles, 2006) and offer greater than 70% protection compared with no net (Bachou et al., 2006). These nets are dip-treated using a synthetic pyrethroid insecticide such as deltamethrin or permethrin which will double the protection over a non-treated net by killing and repelling mosquitoes.

The mosquito net of the current study was designed with a different approach where the treatment of the material does not involve repellent substances nor insecticides, but a nanocrystalline titanium oxide (nano-TiO₂), exploiting a finishing process previously applied to textiles industry (SUNOX® insect screen). In this case the protection against insects and mosquitoes is carried out by a physical barrier while the finishing treatment process is finalized to the increase of the life time only.

In fact, nanotechnology can provide high durability for fabrics, because nanoparticles have a large surface area-to-volume ratio and high surface energy, thus presenting a better affinity for textiles and leading to an increase in durability of the function (Samal et al., 2010; Walser et al., 2011). The finishing process consists in the deposition of a layer of nanocrystalline titanium oxide, which is able to destroy organic material by solar irradiation and to remove persistent stains (Busi et al., 2016).

In this study the production process and the use phase of a conventional and the SUNOX® insect screens were compared using LCA methodology.

2. LCA Assumptions and Life Cycle Inventory Analysis

2.1. Goal and scope and functional unit

The goal of the analysis is the comparison between two life cycles: i) conventional insect screen and SUNOX® insect screen. The production process and the use phase are reported in the flow diagram in Figure 1, where the system boundaries are shown. The end-of-life phase was neglected because it is the same for both analyzed systems. Moreover, there is a high uncertainty on the data related to the disposal of insect screen due to the behavior of the final user.

The chosen functional unit is the area of insect screen. However, a deeper analysis of the system points out that the functional unit must be thought of as a service offered by the insect screen as a function of time. Accordingly, the functional unit must take into account how many times a certain amount of screen should be washed during its life cycle, particularly in the use phase. Therefore, the assumed functional unit is m²/years.

The collection of primary data and the information obtained directly from the producer has allowed the modeling of the production process of a conventional anti-insect tissue and to calculate its environmental impacts. The innovative finishing process of the insect screen SUNOX® does not change significantly the traditional production process, but simply adds one last step necessary to coat the net with the photocatalytic formulation. The Life Cycle Inventory (LCI) of the SUNOX® insect screen is reported in Table 1.

Table 1: LCI input for the production of 1 kg of SUNOX® insect screen.

Input	Unit of measure	Amount
Raw materials		
Glass fibre	kg	0,45
PVC	kg	0,75
Nano-TiO ₂ , water solution 10%	kg	0,22
Water	kg	2,26
Energy		
Electricity	MJ	5,21
Heat	MJ	0,56
Waste		
Municipal incineration, glass waste	kg	0,08
Municipal incineration, PVC waste	kg	0,13
Wastewater treatment	m ³	6,97E-04

The differences between the two industrial processes are reported in Figure 1.

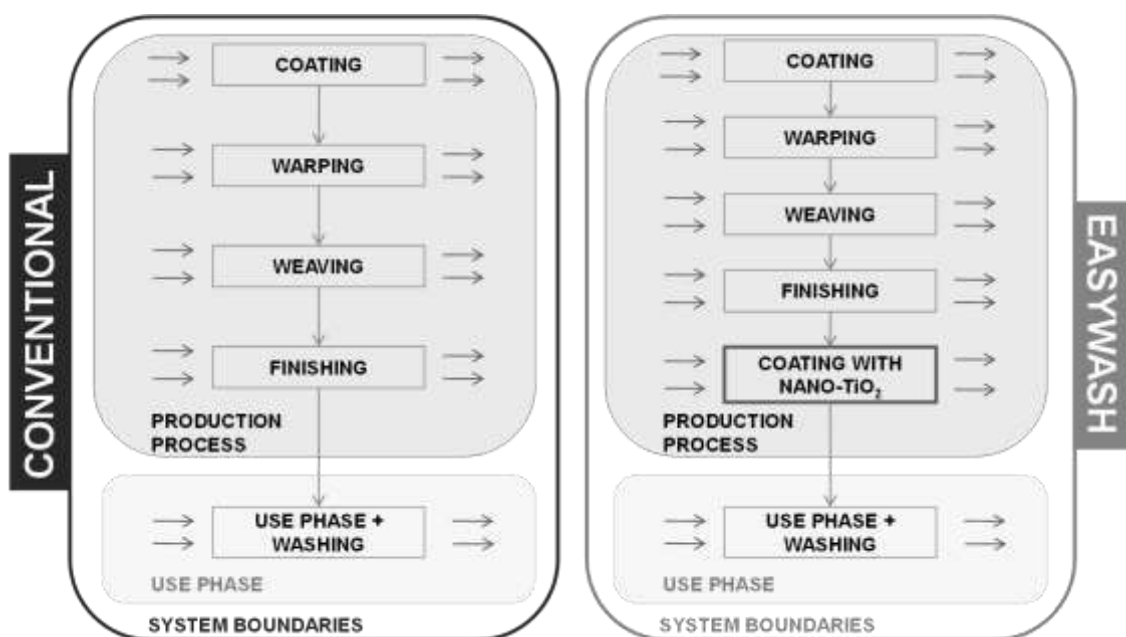


Figure 1: Flow diagram representing the life cycle of conventional and innovative mosquito nets.

2.2. Description of the analyzed system

The LCA analysis of the technological product SUNOX® was carried out taking into account all energy consumption and materials used for the further

functionalization with the photo-active formulation (Baldi et al., 2007). Such functionalization is performed via a nebulizer which, through a series of nozzles, sprays the mixture directly on the photocatalytic finished fabric. Excess compound is recovered through appropriate collection tanks to be recycled.

As far as the environmental concerns regarding nanotechnology, in particular considering the potential toxicological risks of releasing nano-particles in the environment, there is no certainty that the finished product releases a dangerous amount of nano-TiO₂ for the environment. The studies carried out so far do not lead to the conclusion that there are effects on the environment, and do not provide sufficient information for modeling an environmental risk assessment (Wohllesen, W. 2015). These textiles are most probably just a small source of TiO₂ to the environment, and at least not during the use phase (Windler, L. 2012).

2.3. Method applied

The calculations were performed with the SimaPro software version 7.3.3 and the main database used for this study is Ecoinvent version 2.2.

The environmental characterization of the systems analyzed was performed with the following Life Cycle Impact Assessment (LCIA) methods: CED (Althaus et al., 2010), GWP100 (IPCC, 2013) and ReCiPe (Goedkoop et al., 2012). The ReCiPe method allows the study at an impact (mid-point) or damage (end-point) category level. The environmental analysis is performed with the ReCiPe 2008 Midpoint level approach associated with a hierarchist perspective.

3. Results and Discussion

The substantial difference in the innovative product quality does not appear at the production stage, but in the use phase. Since the photoactive insect screen is recently put on the market, there are no primary data related to its possible increase of life time. However, screening tests performed by the producer show that the antibacterial and photocatalytic characteristics of the SUNOX® results in a drastic improvement in the operations necessary for its cleaning by mechanical washing.

Therefore, suitable scenarios for the use phase in the LCA analysis, were designed to assess the improvement of environmental performance in insect screen life time. The considered parameters are reported in Table 2.

Table 2: Considered scenarios of washing use phase.

	Life time (years)	Number of washing
Conventional net_10 years	10	25
SUNOX® net_10 years	10	3
SUNOX® net_12 years	12	3
SUNOX® net_15 years	15	4

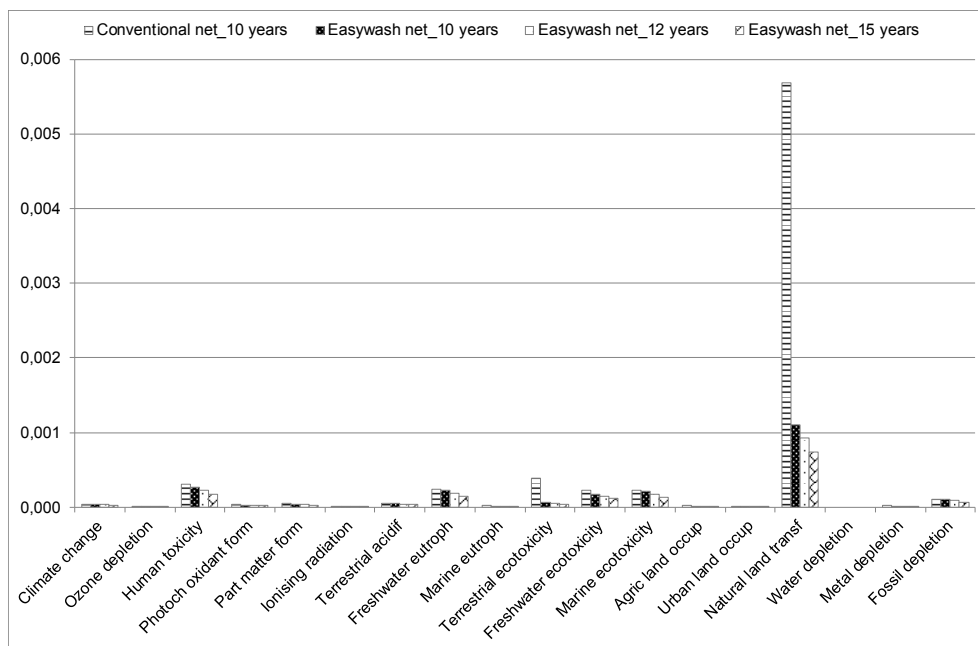


Figure 2: LCA analysis results, ReCiPe Normalization method: comparison between the conventional production process and SUNOX® calculated with different lifetimes.

Analyzing the Fig. 2, which shows the impact calculated using the recipe method, the environmental category "Natural Land Transformation" (i.e. the natural soil consumption) is the one with the greater specific impact. This is due to a specific flow of material present in the Ecoinvent database (palm oil) that has been inserted as an input into the washing phase: the detergent.

The washing operation of a mosquito net has been considered as a simple mechanical washing procedure carried out with hot tap water and ordinary soap (Ecoinvent processes). The latter possess all the environmental burdens coming from the production of all its components. Among them, as can be seen in Fig. 2, the presence of natural vegetable oils, such as coconut oil, has a significant influence on the category "Natural Land Transformation", largely due to the collection and cultivation procedures that are used in countries where these products are oils.

The graph with the results of CED and GWP100 calculation methods is reported below (Fig. 3-4).

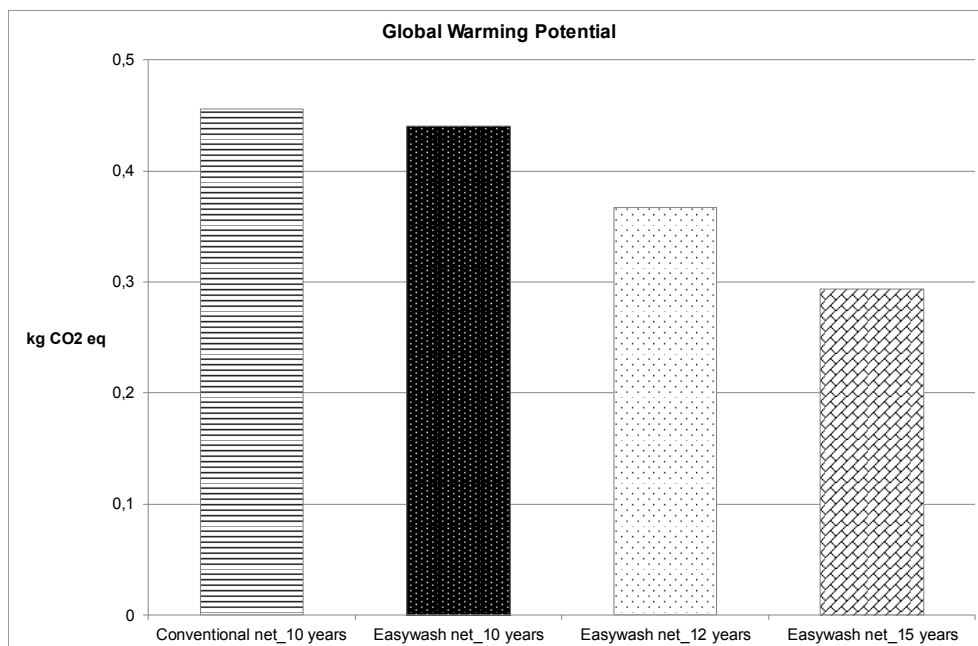


Figure 3: LCA analysis with GWP100 method: comparison between the conventional production process and SUNOX® calculated with different lifetimes.

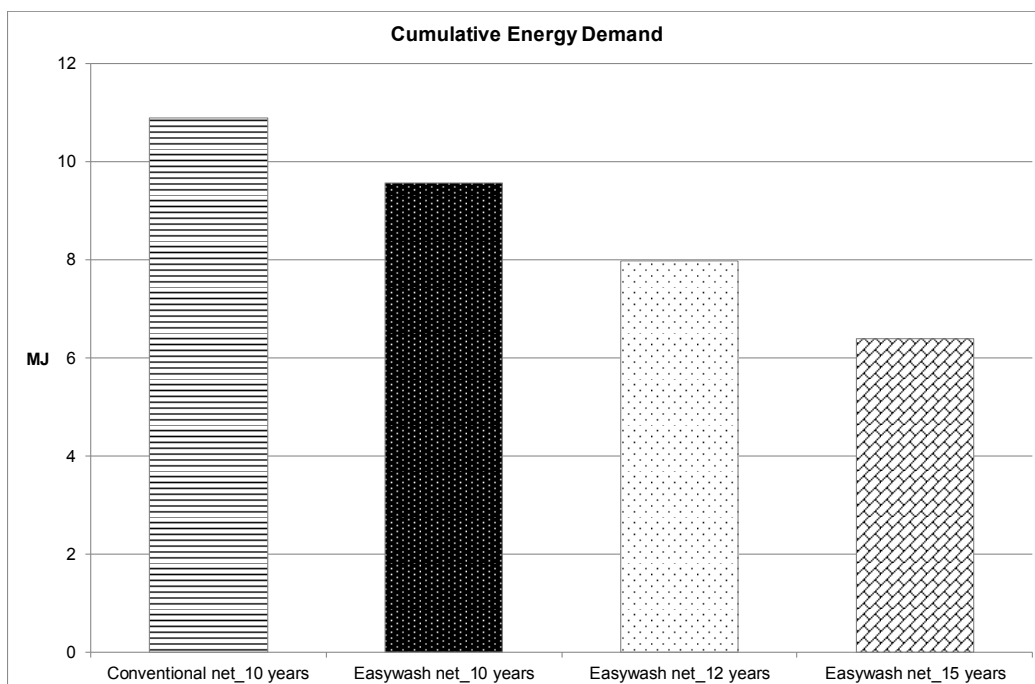


Figure 4: LCA analysis with CED method: comparison between the conventional production process and SUNOX® calculated with different lifetimes.

The calculation methods applied in Fig. 3 and Fig. 4 (GWP100 and CED respectively) show the same trend. It is possible to obtain a reduction in CO₂ eq.

emissions and energy consumption up to 40% as increasing the life time up to 15 years.

4. Conclusion

Results clearly show the improvement of environmental performance by all the calculation methods: simply reducing the washing operations during the use phase of the product, a positive influence on the sustainability is achieved.

The scenarios at different lifetimes were modeled in view of the fact that a drastic reduction in the number of washings can contribute to a decrease in mechanical aging of the product over time and can greatly decrease the chances of mechanical failure during washing. The innovative product SUNOX®, therefore, due to its antibacterial and "self-cleaning", has the potential to be able to last for more than the conventional product.

5. References

- Althaus, HJ, Bauer, C, Doka, G, Dones, R, Frischknecht, R, Hellweg, S, Humbert, S, Jungbluth, N, Kollner, T, Loerincik, Y, Margni, M, Nemecdek, T, 2010. Ecoinvent Reports No. 3. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.
- Bachou H, Tylleskär T, Kaddu-Mulindwa DH, Tumwine JK, 2006,. Bacteraemia among severely malnourished children infected and uninfected with the human immunodeficiency virus-1 in Kampala, Uganda. BMC Infect. Dis. 6, 160.
- Baldi, G, Bitossi, M, Barzanti, A, 2007. Method for the Preparation of Aqueous Dispersions of TiO₂ in the Form of Nanoparticles, and Dispersions Obtainable with This Method. Patent US 8431621 B2.
- Busi, E, Maranghi, S, Corsi, L, Basosi, R, 2016. Environmental sustainability evaluation of innovative self-cleaning textiles. J. Clean. Prod. 133, 439-450.
- Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, M, Schryver, AD, Struijs, J, Zelm, RV, 2012. ReCiPe 2008: Main Report Revised. <http://www.pre-sustainability.com>: PRè Consultants.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Mosquito netting, Availabel at: <http://www.mosquito-netting.com/>. Accessed in March 2017.
- Samal, SS, Jeyaraman, P, Vishwakarma, V, 2010. Sonochemical coating of Ag-TiO₂ nanoparticles on textile textiles for stain repellency and self-cleaning e the Indian scenario: a review. J. Miner. Mater. Charact. Eng. 9, 519-525.
- Swales, J, 2006. Malaria: Fever Wars. CDC. https://www.cdc.gov/malaria/malaria_worldwide/reduction/itn.html
- Walser, T, Demou, E, Lang, DJ, Hellweg, S, 2011. Prospective environmental Life Cycle Assessment of Nanosilver T-Shirts, Environ. Sci. Technol, 45, 4570-4578.
- Windler, L, Lorenz, C, Von Goetz, N, Hungerbühler, K, Amberg, M, Heuberger, M, Nowack, B, 2012. "Release of Titanium Dioxide from Textiles during Washing". Environ. Sci. Technol., 46, 8181-8188.
- Wohllsen, W, Kuhlbusch, TAJ, Schnekenburger, J, Lehr, CM, 2015. "Safety of Nanomaterials along their lifecycle. Release, exposure and human hazards". CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, 349.350.

L'impronta carbonica delle organizzazioni: confronto tra due micro-birrifici italiani

Paola Masotti^{1*}, Elia Giorgi², Barbara Campisi³, Paolo Bogoni³

¹Università degli Studi di Trento, Dipartimento di Economia e Management, via Inama 5,
38122 Trento

²Università degli Studi di Udine, via delle Scienze 206, 33100 Udine

³Università degli Studi di Trieste, DEAMS- Dipartimento di Scienze Economiche, Aziendali,
Matematiche e Statistiche "Bruno de Finetti", via Valerio 6, 34127 Trieste

E-mail*: paola.masotti@unitn.it

Abstract

Gli apprezzabili risultati, in termini di risparmio energetico e abbattimento delle emissioni di CO₂eq, conseguiti dal settore della birra italiana sono attribuibili a efficaci strategie ambientali implementate dalle aziende di maggiori dimensioni, mentre permangono margini significativi di miglioramento per i birrifici artigianali, il vero fenomeno imprenditoriale degli ultimi dieci anni. In questo lavoro è stato esaminato il caso di due micro-birrifici della Regione Friuli Venezia Giulia, al fine di analizzare le relative Carbon Footprint di Organizzazione (OCF). Dai risultati ottenuti in questo studio preliminare appare evidente come, pur in presenza di sostanziali differenze in termini di percentuali di emissioni di GHG attribuibili ai diversi scopes, per entrambe le aziende l'hot-spot principale risieda nei consumi energetici, dove la distanza dalle scelte strategiche effettuate dalla grande industria birraria è ancora rilevante.

1. Introduzione

Lo storico accordo di Parigi (Cop 21) del dicembre 2015 ha rappresentato un inequivocabile segnale di quanto la transizione verso un'economia a basse emissioni di carbonio sia inevitabile e di come ogni settore debba essere parte della soluzione alle sfide del cambiamento climatico. Questo è vero, in modo specifico, per la produzione di alimenti e bevande, come già evidenziato dalla relazione del "Gruppo intergovernativo sul cambiamento climatico" (IPCC, 2014). In tale ambito, durante gli ultimi vent'anni il settore della birra italiana ha dimostrato una particolare vitalità, riducendo in modo significativo le quantità impiegate di energia, acqua, vetro e alluminio, ottenendo importanti risultati per le emissioni di CO₂, diminuite circa del 40% (Assobirra, 2016). Questi successi sono imputabili alle nuove strategie adottate dai birrifici industriali che, in numero crescente, hanno deciso di investire nella gestione ambientale, adottando approcci sistemici e integrati. Nel contempo, rimangono margini importanti di miglioramento per i birrifici artigianali, che rappresentano il vero fenomeno imprenditoriale dell'ultimo decennio in Italia e altri Paesi europei (The Brewers of Europe, 2016), per di numero di impianti e di tassi di crescita. Ciononostante, a parte qualche studio specifico (Zavaglia e Deloche, 2010; Gavinelli et al, 2015), la letteratura scientifica degli ultimi anni ha affrontato il tema della sostenibilità ambientale del settore birra (Hospido et al, 2005; Koroneos et al, 2005; Cordella et al, 2008; Saxe 2010; Amienyo e Azapagic, 2016; Cimini e Moresi, 2016; De Marco et al, 2016) senza analizzare specificamente il mondo artigianale, ad esempio, quello che fa riferimento in

Italia (GU,2016) ai “piccoli birrifici indipendenti” con una produzione annuale non superiore ai 200.000 hL. L'obiettivo del presente studio è di effettuare un confronto tra due microbirrifici localizzati in Friuli Venezia Giulia, analizzando le relative *Carbon Footprint* di organizzazione (OCF) in modo da identificare i punti di forza e di debolezza nella gestione delle emissioni di gas serra (GHG).

2. Materiali e Metodi

2.1. Carbon footprint

La *Carbon Footprint* (CF) di un'organizzazione è l'indicatore che quantifica le emissioni totali di gas ad effetto serra (GHG) provenienti dalle sue attività, dirette e indirette, espresse come quantità di biossido di carbonio equivalenti (CO₂eq) (Baldo et al., 2009; Bonamente et al., 2016; Gao et al., 2014; Pandey et al., 2011). In questo lavoro è stata studiata la CF di due micro-birrifici, situati rispettivamente in provincia di Trieste (Birificio B1) e in provincia di Pordenone (Birificio B2), tenendo conto di due norme principali: il GHG Protocol, riconosciuto a livello internazionale per la contabilità e la comunicazione delle emissioni di gas serra di un'impresa (WBCSD e WRI, 2004; WBCSD e WRI, 2009), e l'ISO 14064-1 che definisce le modalità di gestione e rendicontazione delle emissioni di gas serra a livello aziendale e di organizzazione (ISO, 2006). La CF delle organizzazioni è stata calcolata con la metodologia IPCC 2013 presente nel software SimaPro 8.1 (PRè, 2016).

Confini del sistema. I confini organizzativi comprendono tutte le attività che si svolgono all'interno dei siti produttivi, mentre i confini operativi descrivono le emissioni derivanti, direttamente o indirettamente, dalle risorse necessarie, dalle attività e dagli impianti dell'organizzazione. I confini operativi sono stati stabiliti classificando le emissioni sotto il controllo dell'organizzazione in tre gruppi definiti *SCOPEs* dal GHG Protocol.

Scope 1: emissioni dirette derivanti da attività e beni di proprietà sotto il controllo delle organizzazioni. In questa indagine, sono state individuate le seguenti attività: a) combustione di gas naturale; b) impiego di CO₂ durante le operazioni di travaso e imbottigliamento; c) CO₂ generato in fase di fermentazione del mosto (per il calcolo vedere analisi d'inventario) d) utilizzo di un furgone di proprietà per la distribuzione locale di bottiglie di birra e fusti.

Scope 2: emissioni indirette dovute al consumo di energia elettrica considerando il mix energetico dell'Italia.

Scope 3: tutte le emissioni indirette derivanti dalle attività legate all'organizzazione, diverse da quelle correlate all'uso dell'energia elettrica. Sono state prese in considerazione le seguenti attività: a) trasporto di malto, luppolo, lievito, coadiuvanti, materiali di confezionamento primario e secondario, tappi, detergenti dai siti del distributore al cancello della micro-birreria, b) utilizzo delle auto per lo spostamento dei dipendenti.

I dati. I dati primari sono stati raccolti attraverso interviste personali con i proprietari dei birrifici e si riferiscono alla produzione del 2015. I dati secondari derivano dalla banca dati Ecolnvent 3 inclusa nel pacchetto software di SimaPro 8.1.

2.2. Analisi d'inventario

I due birrifici sono aziende di piccole dimensioni, in cui operano 4 persone (B1) e 2 persone (B2), con una produzione artigianale di birra non filtrata e non pastorizzata, sia ad alta sia a bassa fermentazione, che viene commercializzata in vari formati (bottiglie di vetro da 33cL, 50cL, 75cL, nonché fusti d'acciaio da 16L e 30L). Per entrambi i birrifici le potenzialità produttive annuali sono approssimativamente di 900hL.

La tabella 1 presenta i dati primari raccolti presso il B1 attribuiti ai diversi *SCOPEs* descritti in precedenza. Allo *scope 1* viene attribuito: il consumo totale di gas naturale suddiviso come segue: (i) 20% per alimentare una caldaia di 30 kW di potenza nominale, resa 87% e (ii) l'80% per alimentare un generatore di vapore di 175 kW di potenza nominale con una resa del 90%; le emissioni di CO₂ derivanti dalla fermentazione della birra (Buiatti, 2004), calcolate considerando i gradi Plato (°P = grammi di zucchero/grammi di mosto), un grado di attenuazione (percentuale di maltosio convertito in etanolo e CO₂) al 70%, la quantità di mosto prodotto per i diversi tipi di birra, la resa del mosto in birra (86%) e il fatto che circa il 10% di CO₂ permane nella birra prodotta. Tutti i dati sono stati forniti dai birrifici.

Tabella 1: Dati primari associati ai diversi scopes per il birrificio 1.

SCOPE 1		SCOPE 2		SCOPE 3	
Inputs	Amount	Inputs	Amount	Inputs	Amount
Gas Naturale	8999 m³	Energia Elettrica	27383 kWh	Trasporto	
generazione di calore	3365 m ³			Mezzo (16-32 t)	1523.6 tkm
generazione di vapore	5634 m ³			Mezzo (7.5-16 t)	168.6 tkm
CO₂	4.08 t			Mezzo (3.5-7.5 t)	836.6 tkm
Fermentazione	2.82 t				
Acquistata	1.26 t				
Distribuzione locale (3.5-7.5 t)	9435 tkm				

Per quanto riguarda la distribuzione locale, l'organizzazione consegna circa il 30% della produzione totale (26,6t sommando il peso della birra e dell'imballaggio primario), per mezzo di un furgone con un fattore di carico medio di 0,98t (come modellato in SimaPro). Nello *scope 2* è riportato il consumo totale annuo di energia elettrica dell'organizzazione. Per quanto concerne lo *scope 3*, le attività *upstream* identificate dal GHG Protocol (materie prime, imballaggi, coadiuvanti tecnologici *etc*) sono state prese in considerazione unicamente a livello di trasporto dei materiali dai fornitori al birrificio. I sottoprodotti generati, trebbie e lievito in eccesso, in entrambi i birrifici sono stati usati come alimentazione del bestiame di fattorie localizzate in prossimità dei birrifici (circa 1km), motivo per cui le emissioni causate da questo trasporto sono state considerate trascurabili.

La tabella 2 presenta i dati primari raccolti presso il B2. Allo *scope 1* viene imputato il consumo totale di gas naturale suddiviso come segue: (i) 20% per alimentare una caldaia di 30kW di potenza nominale, resa 87% e (ii) 80% per

alimentare un generatore di vapore di 60 kW di potenza nominale, con una resa del 90%. Per il calcolo delle emissioni di CO₂ derivanti dal processo di fermentazione valgono le considerazioni riportate per il B1. Per quanto riguarda la distribuzione locale, l'organizzazione consegna circa il 30% della produzione totale (20,5t, sommando il peso della birra e dell'imballaggio primario), per mezzo di un furgone con un fattore di carico medio di 1t. Per quanto concerne lo scope 2 e 3, valgono le stesse considerazioni riportate per il B1.

Tabella 2: Dati primari associati ai diversi scopes per il birrificio 2.

SCOPE 1		SCOPE 2		SCOPE 3	
Inputs	Amount	Inputs	Amount	Inputs	Amount
Gas Naturale	3658 m³	Energia Elettrica	27300 kWh	Trasporto	
generazione di calore	2926 m ³			Mezzo (16-32 t)	2326.6 tkm
generazione di vapore	732 m ³			Mezzo (7.5-16 t)	59.0 tkm
CO₂	3.01 t				
Fermentazione	2.71 t				
Acquistata	0.30 t				
Distribuzione locale (3.5-7.5 t)	159 tkm				

3. Risultati e discussione

La figura 1 evidenzia i contributi dei differenti processi alle emissioni totali (58,35t per il B1 e 30,69t per il B2) di CO₂eq (per economia di spazio, il grafico riporta dati quantitativi confrontabili unicamente all'interno del singolo birrificio).

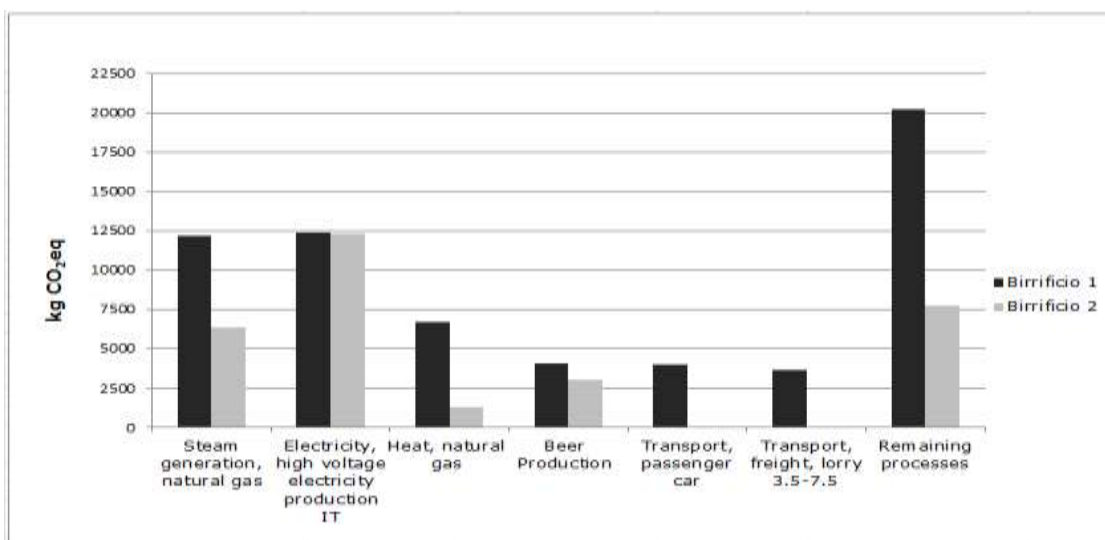


Figura 1: Principali processi in termini di contributo alle emissioni di CO₂eq. La colonna 'Remaining processes' riassume il contributo di tutti i processi non riportati come valore singolo perché incidono alle emissioni totali di CO₂eq per una percentuale inferiore al 4%.

Si noti come, in entrambi i casi, i processi più rilevanti siano la produzione di energia elettrica e la produzione, da metano, del vapore utilizzato per il riscaldamento delle varie fasi del processo produttivo: per B1 rispettivamente 12,40t di CO₂eq e 12,17t di CO₂eq per B2 rispettivamente 12,33t CO₂eq e 6,32t di CO₂eq.

È interessante notare, inoltre, se esaminiamo la natura e la quantità dei GHG emessi dalle due organizzazioni, come per entrambe risulti nettamente preponderante (Fig. 2) l'apporto di CO₂ di origine fossile. A circa un decimo di tale quantità corrispondono invece le quote, tra loro paragonabili, di metano da origine fossile e CO₂ generico.

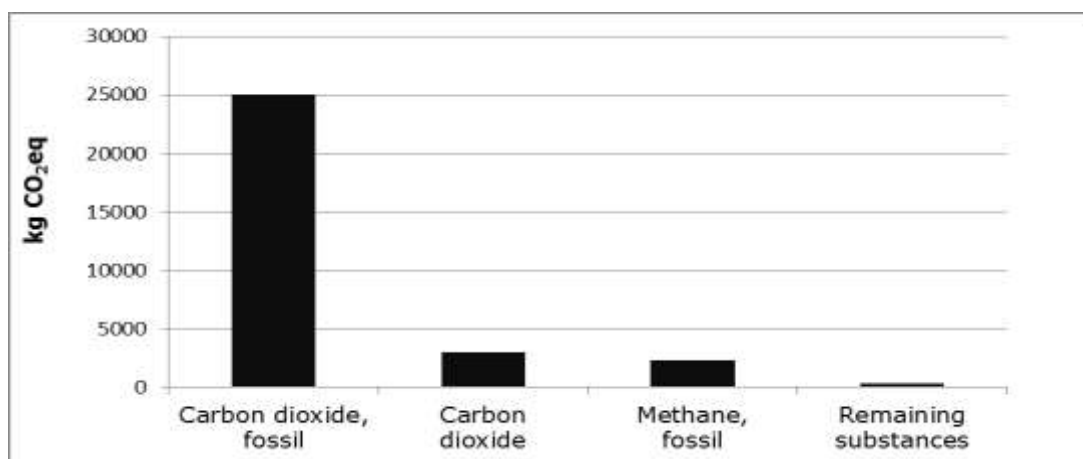


Figura 2: Tipologia e origine dei gas serra emessi dalle attività del birrificio 2.

Al contrario di quanto avviene nel caso degli *scope* 1 e 3, il B1 si dimostra di gran lunga più performante per quanto concerne l'ottimizzazione dei consumi di energia elettrica (*scope* 2): con un consumo complessivo di soli 83 kWh superiore rispetto il B2, è in grado di produrre quasi 100hL in più di birra (579,5hL contro 480hL). Considerando gli *scope* 1 e 2, l'*hot-spot* principale per entrambe le organizzazioni appare essere il consumo di energia, sia elettrica sia termica, rappresentando una quota di emissioni di GHG che va dall'80% al 90% del totale. In termini generali, si può affermare che per la strategia ambientale di un'azienda le soluzioni "end of pipe" possono spesso rivelarsi molto costose e inefficaci, mentre l'efficienza energetica risulta essere uno strumento particolarmente efficace per ridurre costi economici ed emissioni inquinanti. Per migliorare le loro prestazioni ambientali le aziende dovrebbero quindi investire in azioni volte a rendere più efficiente il processo produttivo, attraverso tecnologie che minimizzino le perdite e che consentano di diminuire la quantità di energia fossile utilizzata per produrre la birra, sfruttando i sistemi di recupero del calore, installando un sistema di recupero della CO₂ dispersa dalla fermentazione del mosto, utilizzando adeguati sistemi di sfruttamento delle energie rinnovabili nonché attraverso una regolare manutenzione di macchinari e attrezzature e, laddove necessario, la loro sostituzione a favore di modelli più moderni ed efficienti. Dai risultati espressi in termini di percentuali cumulate di emissioni dei tre diversi *scopes* dell'inventario (Fig. 3), risultano evidenti alcune

differenze tra i due birrifici: le emissioni dello *scope 1* sono le maggiori responsabili del carico di emissioni totali di GHG del B1, incidendo per il 57,1% del totale (seguono con il 29,2% le emissioni dello *scope 2*), mentre nel caso del B2 le maggiori responsabili sono le emissioni dello *scope 2* determinate dai consumi di energia elettrica, 55,3% (seguite da quelle dello *scope 1*, 43,4%). La quota residuale estremamente bassa, 1,33% (contro il 13,7% del B1), può essere imputata al fatto che, a differenza della prima, questa organizzazione sfrutta il veicolo aziendale anche per l'approvvigionamento di una consistente parte di materie prime e materiali di produzione: questo implica che parte delle emissioni per il trasporto delle materie sia contabilizzato tra le emissioni dello *scope 1*. Inoltre, a questa categoria manca completamente l'apporto degli spostamenti in auto dei dipendenti, che vivono tutti nelle immediate vicinanze del birrificio.

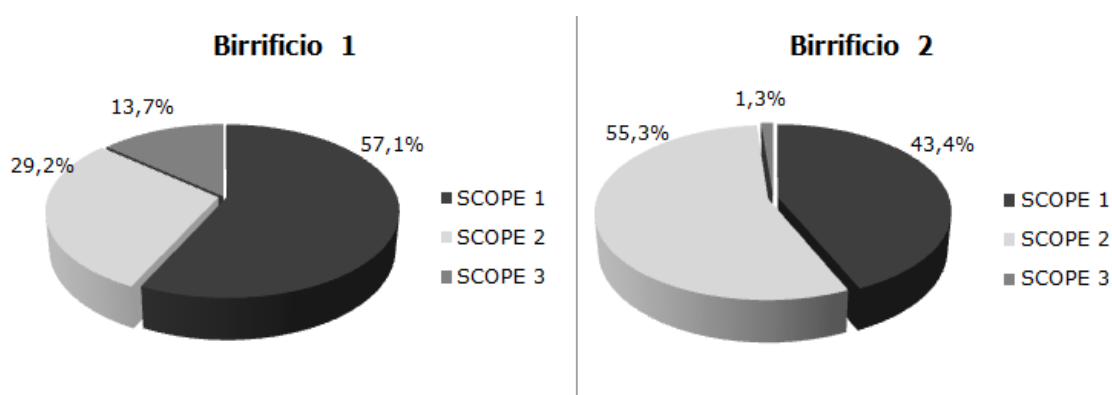


Figura 3: Contributo dei diversi "scope" espresso in forma di percentuale cumulata.

Entrando nel dettaglio dei singoli *scopes* si riscontra come per lo *scope 1* siano determinanti le attività del processo produttivo e del trasporto per la distribuzione locale del prodotto finito, responsabili rispettivamente del 48,7% e 9,52% delle emissioni totali di GHG per il B1, del 41,9% e 1,54 % per il B2.

Alla quota di emissioni ascrivibili al processo produttivo concorrono sostanzialmente la combustione di metano per la produzione di vapore (26,9% nel B1, 26,6% nel B2) e di calore (14,7% e 5,47%). La quota di CO₂ utilizzato per il travaso e disperso nell'ambiente nonché di CO₂ biogenico emesso dal processo di fermentazione del mosto è invece pari al 7% e 9,8% rispettivamente.

Per lo *scope 3* nel caso del B1, le emissioni sono determinate, quasi per la loro totalità, dai trasporti eseguiti con veicoli non appartenenti all'organizzazione e, tra queste, la parte più rilevante è generata dagli spostamenti in automobile dei dipendenti, mentre nel B2 la piccola percentuale di emissioni dovuta alla fase di trasporto è determinata per la quasi totalità dal camion utilizzato per la distribuzione locale. Va inoltre sottolineato che il B2 acquista gran parte delle materie prime e merci diverse utilizzando il veicolo di proprietà, ottimizzando i singoli viaggi e ha un indubbio vantaggio dovuto alla posizione baricentrica rispetto alla collocazione geografica dei fornitori che consente ai mezzi di

trasporto di percorrere meno chilometri di quelli percorsi dai veicoli che riforniscono il B1. Un'opportunità di miglioramento del B1 potrebbe quindi essere quella di individuare, se presenti, fornitori più vicini alla propria sede. Complessivamente, in termini di impronta carbonica delle organizzazioni, è stato ottenuto un valore di 58,35 t CO₂eq per B1 e 30,70 t CO₂eq per B2. Se si considerano, poi, i volumi produttivi, tutto ciò si traduce in circa 100kg CO₂eq/hL e 64 kg CO₂eq/hL. Tali valori, confrontati con quelli ottenuti in altri studi relativi ai birrifici industriali, appaiono particolarmente elevati (cfr Cimini e Moresi, 2016), anche se in linea con il valore di 67,4 kg di CO₂eq/hL ottenuto per un birrificio artigianale (Gavinelli et al, 2015). Tale confronto risulta peraltro di particolare difficoltà, poiché in questa nostra analisi preliminare sono state volutamente escluse alcune attività ricadenti nello *scope 3* (rilevanti in termini di impatti ambientali, cfr. Amienyo and Azapagic, 2016) per evidenziare i processi su cui le organizzazioni possono intervenire in modo diretto e per rappresentare al meglio le effettive impronte carboniche imputabili alle organizzazioni.

4. Conclusioni

È interessante notare come, pur essendo in presenza di due realtà aziendali analoghe per consumi energetici e paragonabili per dimensioni organizzative e capacità produttive, le diverse scelte aziendali abbiano condotto a risultati significativamente differenti in termini di impronta carbonica, come sopra riportato. Peraltro, la stessa esistenza di una notevole variabilità nei valori ottenuti da altri autori, come rilevato ad esempio da Amienyo e Azapagic 2016, in uno studio condotto sugli impatti ambientali della birra nel Regno Unito (da 40 kg di CO₂eq/hL sino a 147,5 kg di CO₂eq/hL), richiede la necessità di ulteriori indagini.

Resta il fatto che, al di là dell'intrinseca difficoltà nel confrontare studi diversi, le dimensioni aziendali e le capacità produttive sono sicuramente degli aspetti molto influenti sul valore finale dell'impronta carbonica, a favore degli impianti industriali che oltre a sfruttare l'effetto dell'economia di scala riescono a mettere in atto processi più efficienti (Cimini e Moresi, 2016; Cordella, 2008; Gavinelli et al, 2015). Con l'applicazione delle migliori tecniche disponibili, infatti, un birrificio potrebbe giungere ad essere considerato "*green*" ma i vantaggi della loro applicazione a livello di PMI è ancora da valutare in quanto sono state sviluppate per aziende di dimensioni medio-grandi (Midzic-Kurtagi et al., 2010) e solo recentemente alcuni progetti hanno preso in esame il problema dei possibili *benchmark* di efficienza energetica nel caso dei piccoli impianti di produzione (Kubule et al, 2016).

5. Bibliografia

Amienyo, D, Azapagic A, 2016. Life cycle environmental impacts and costs of beer production and consumption in the UK. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21(4), 492-509.

Assobirra, 2016. Annual Report 2015, viewed 2 Mar 2017, <http://www.assobirra.it/press/wp-content/assobirra_ar2016_versione_web.pdf>.

Baldo, GL, Marino, M, Montani, M, Ryding, SO, 2009. The carbon footprint measurement toolkit for the EU Ecolabel, *Int. J. Life Cycle Assess.* 14 (7), 591-596.

- Buiatti, S, BIRRA in "Chimica degli Alimenti" di Cabras P. e Martelli A. Ed Piccin, Padova, 2004
- BIER (Beverage Industry Environmental Roundtable), 2013. Beverage Industry Sector Guidance For Greenhouse Gas Emissions Reporting, viewed 2 Mar 2017, <http://media.wix.com/ugd/49d7a0_6339d006853c4d3bbdf6087b43d91580.pdf>.
- Bonamente, E, Scrucca, F, Rinaldi, S, Merico, MC, Asdrubali, F, Lamastra, L, 2016. Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment. *Sci. Total Environ.* 560-561, 274-283.
- Cimini, A, Moresi M, 2016. Carbon footprint of a pale lager packed in different formats: assessment and sensitivity analysis based on transparent data. *J. Clean. Prod.* 112, 4196-4213.
- Cordella, M, Tugnoli, A, Spadoni, G, Santarelli, F, Zangrando, T, 2008. LCA of an Italian lager beer. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13 (2), 133-139.
- De Marco, I, Miranda, S, Riemma, S, Iannone, R, 2016. Life Cycle Assessment of Ale and Lager Beers Production. *Chem. Eng. Trans.* 49, 337-342.
- DEFRA, 2009. Guidance on how to measure and report your greenhouse gas emissions, Published by the Department for Environment, Food and Rural Affairs, September 2009, viewed 2 Mar 2017, <<http://www.defra.gov.uk/environment/business/reporting/index.htm>>.
- Gao, T, Liu, Q, Wang, J, 2014. A comparative study of carbon footprint and assessment standards, *Int. J. Low Carbon Tech.* 9, 237-243.
- Gavinelli, C, Recanati, F, Dotelli, G, 2015. Environmental impact of the brewing industry: life cycle assessment of Italian craft and industrial beer. In: Proceedings of International conference on Life Cycle Assessment as reference methodology for assessing supply chains and supporting global sustainability challenges. LCA FOR "FEEDING THE PLANET AND ENERGY FOR LIFE, Stresa, 6-7th October 2015, Milano, Expo 2015, 8th 2015, 222-225
- GU n.186 del 10-8-2016. LEGGE 28 luglio 2016, n. 154. Deleghe al Governo e ulteriori disposizioni in materia di semplificazione, razionalizzazione e competitività dei settori agricolo e agroalimentare, nonché sanzioni in materia di pesca illegale
- Hospido, A, Moreira, MT, Feijoo G, 2005. Environmental analysis of beer production. *Int. J. Agric. Resources Govern. Ecol.* 4 (2), 152-162.
- Kubule, A, Zogla, L, Ikaunieks, J, Rosa, M, 2016. Highlights on energy efficiency improvements: a case of a small brewery. *J. Clean. Prod.* 138, 275-286.
- IPCC, 2014. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptations, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessments Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1-32, viewed 2 Mar 2017, <http://ipcc-wg2.gov/AR5/images/uploads/WG2AR5_SPM_FINAL.pdf>.
- ISO, 2006. ISO 14064-1:2006 Greenhouse gases. Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals, International Organization for Standardization, Geneva
- Koroneos, C, Roumbas, G, Gabari, Z, Papagiannidou, E, Moussiopoulos, N, 2005. Life cycle assessment of beer production in Greece. *J. Clean. Prod.* 13, 433-439.
- Midzic-Kurtagi, S, Silajdzic, I, Kupusovic, T, 2010. Mapping of environmental and technological performance of food and beverage sector in Bosnia and Herzegovina. *J. Clean. Prod.* 18, 1535-1544.
- Olajire, AA, 2012. The brewing industry and environmental challenges, *J. Clean. Prod.* Available online 13 March 2012.
- Pandey, D, Agrawal, M, Pandey, JS, 2011. Carbon footprint: current methods of estimation, *Environ. Monit. Assess.* 178, 135-160.

PRè, 2016. SimaPro 8.1.1 Life Cycle Assessment Software Package, Amersfoort (NL), PRè Consultant

Saxe, H, 2010. LCA-based comparison of the climate footprint of beer vs. wine & spirits. Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet. Report No. 207, <http://static-curis.ku.dk/portal/files/44663043/FOI_report_207.pdf>.

The Brewers of Europe, 2016. Beer statistics 2016 edition. <http://brewersofeurope.org/uploads/mycms-files/documents/publications/2016/stats_2016_web.pdf>.

WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) and WRI (World Resources Institute), 2009. The Greenhouse Gas Protocol Initiative: Scope 3 Accounting and Reporting Standard, Switzerland, Geneva, viewed 2 Mar 2017, <<http://www.ghgprotocol.org/standards/corporate-standard>>.

WBCSD (World Business Council for Sustainable Development), WRI (World Resources Institute), 2004. The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard (Revised Edition), Switzerland, Geneva, viewed 2 Mar 2017, <<http://www.ghgprotocol.org/standards/corporate-standard>>.

Zavaglia, K, Deloche, Y, 2010. Integrated Assessment of sustainability of the production of homemade beer: comparison of the Methodologies of Life Cycle Assessment and Bilan Carbone ®. In: Proceedings Vol 2 – Icafood2010, VII international conference on life cycle assessment in the agri-food sector, Bari, Italy, September 22-24 2010, 82-87.

Emergy resource-based life cycle analysis of solid-oxide fuel-cell power systems

Andi Mehmeti^{1,2,*}, Carlos Boigues Muñoz^{2,3}, Stephen J. McPhail²

¹Parthenope University of Naples, Naples, Italy

²ENEA, Casaccia Research Center, Rome, Italy

³Polytechnic University of Marche, Ancona, Italy

Email*: andi.mehmeti@uniparthenope.it

Abstract

Using a cradle-to-gate approach, the present study develops detailed emergy resource-based analysis of SOFC prototypes throughout the development of the Solar Energy Demand (SED) method, to better understand the upstream impacts from resource use from an environmental perspective. The results are presented for seven categories of resources withdrawn from the natural environment: renewable resources, fossil fuels, nuclear energy, metal ores, minerals, water resources and land resources. The findings are consistent with other research studies and suggest that system optimization coupled with life cycle thinking tools are key factors necessary for eco-innovative SOFC systems. In this context, the use of emergy-related LCA indicators in addition to other well-known sustainability approaches can be a strategic support tool in the design process of SOFC systems and related value chain.

1. Introduction

Solid oxide fuel cells (SOFCs) are a cutting-edge technology for a decentralized clean electricity and heat production (McPhail et al., 2017). In spite of the significant market progress, comprehensive information on the product system sustainability is crucial for approaching satisfactory environmental and technological performance (Mehmeti et al., 2016a). That's why, rigorous tools such as life cycle assessment (LCA) are vital to generate insight and promote a more holistic understanding of environmental benefits, burdens, and trade-offs (ISO, 2012). In the framework of sustainability evaluations, emergy assessment has shown to be a promising and relatively novel independent method accounting for the use of a wide set of natural resources and can be used to define guidelines for consumption of resources compatible with their formation times (Rugani and Benetto, 2012). Emergy evaluation by using LCA allows designers to make more informed decisions about the potential "upstream" environmental impact of product/services towards the environmental management of natural stocks and their use (Rugani et al., 2011).

Numerous LCA studies analyzing environmental implications of SOFC power systems use a conventional LCA approach focusing on emissions and potential mid-point or end-point environmental impacts, however, no study has yet analyzed the upstream impacts from the use of resources using emergy-based LCA (Mehmeti et al., 2016b). The aim of the present research was to develop a detailed emergy resource-based analysis of SOFC prototypes (a planar and a tubular) throughout the development of the Solar Energy Demand (SED) method (Rugani et al., 2011). The results will provide to policymakers integrated metrics to better understand the impacts generated from SOFC manufacturing

and their relationship with the environment and sustainable development. The goal of the study is not to indicate the best system, but rather provide some tools to support evaluations for identifying areas of concerns and possible improvements.

2. Materials and methods

2.1 Goal and scope

Each SOFC system was analyzed in a “cradle-to-gate” approach (Figure 1), including the complete manufacturing life cycle of a fuel cell system, from raw materials extraction, transport, manufacture and assembly of the stack (anode, cathode, electrolyte and interconnects) and balance of plant (fuel pre-treatment, power management and heat exchanger etc). A detailed description of SOFC differences can be found in Karakoussis et al. (2000).

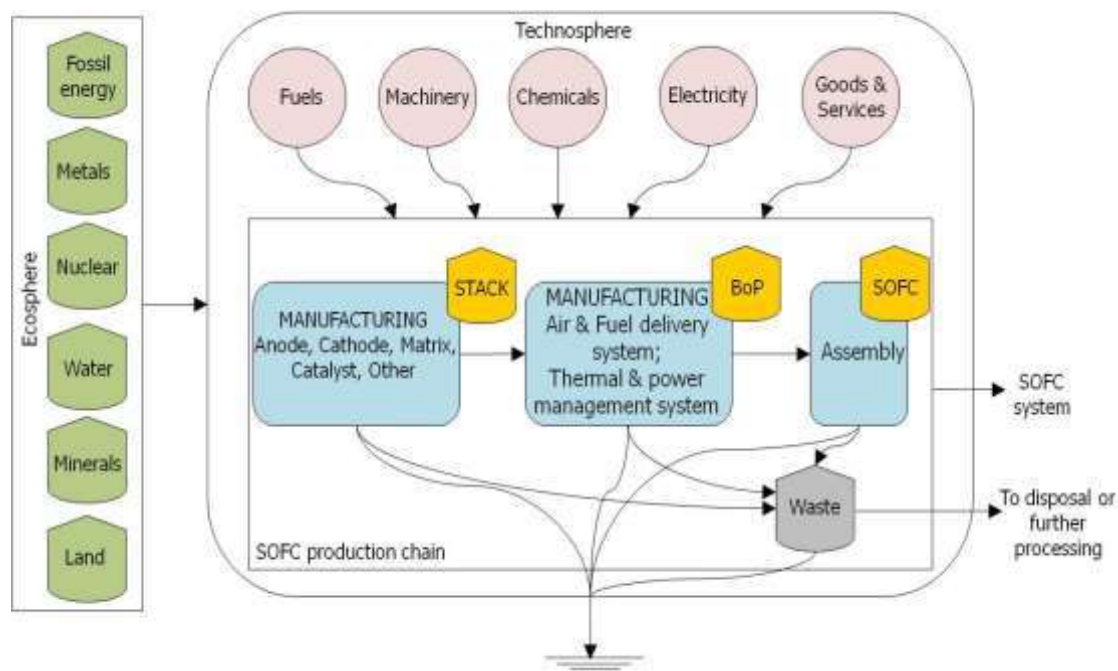


Figure 1: Simplified energy diagram of SOFC production chain.

The functional unit is an SOFC system assembled with 1 kW_{el} nominal capacity. The target audience includes LCA practitioners and technicians dealing with technical and environmental decisions for full-scale implementation of FC technology in the market.

2.2 Life cycle inventory

For this study, fuel cell stacks and balance-of-plant (BOP) components under the study are using the state-of-the-art materials and manufacturing process technology as reported by Karakoussis et al. (2000). Some modifications of the inventories were performed to include data for infrastructure for SOFC stack and system production, oxide powders preparation, energy requirement on-site and engineering services, water for manufacturing, and metal oxides transport

(Primas et al. 2007). Default transport distances available in Ecoinvent (Borken-Kleefeld and Weidema, 2013) were used for raw materials.

2.3 Resource use impact assessment

The impact assessment was performed using SED values (Rugani et al., 2011) of each corresponding physical quantity e.g. mass, energy, volume) of products or resources listed in Table 1.

Table 1: Input materials of SOFC prototypes.

Module	Material	Unit	Planar	Tubular	Note
Stack	Doped LaMnO ₃	kg	0.12	4.26	a
	Zirconium Oxide (ZrO ₂)	kg	4.02	0.08	b
	Zirconium chloride (ZrCl ₄)	kg	-	0.83	c
	Nickel, 99.5%, at plant	kg	0.073	0.0001	
	Diethylene glycol, at plant	kg	0.19	0.01	
	Chromium, at regional storage	kg	13.41	-	
	Polyvinyl butyral, at plant	kg	0.21	0.03	d
	Ethanol, at plant	kg	0.75	0.19	
	Dibutyl phthalate, at plant	kg	0.17	0.01	e
	Trichloroethylene, at plant	kg	1.57	-	
	Water, unspecified natural origin	kg	0	0.98	
	Electricity, UCTE at grid	kWh	9.68	76.2	
	Heat, NG, at ind. furnace >100kW	MJ	73.57	258.2	f
	Auxiliary materials	kg	-	9.29	g
	Transport, transoceanic freight ship	tkm	84.12	77.96	
	Transport, freight rail, RER	tkm	4.209	6.512	
	Transport, lorry >16t, RER	tkm	1.424	2.572	
Balance-of-Plant	Reinforcing steel, at plant	kg	87.5	59.1	
	Chromium steel 18/8, at plant	kg	2	-	
	Sheet rolling, steel	kg	87.5	59.1	
	Sheet rolling, chromium steel	kg	2	-	
	Electricity, UCTE at grid	kWh	30	21	
	Inverter, 500W, at plant	unit	2	2	
	Zinc for coating, at RER	kg	0.1	-	
	Aluminum oxide, at plant	kg	-	4.2	
	Nickel, 99.5%, at plant	kg	0.5	2	
	Water for manufacturing	kg	0.138	0.0935	
	Heating, engineering services	MJ	150	150	h
	Electricity, engineering services	kWh	20	20	
	Transport, engineering services	pkm	90	90	

a) Accounted as 69.17% Lanthanum oxide and the difference as manganese

b) Accounted as 67.74% lanthanum oxide, and difference chromium

c) Accounted as 72% lanthanum oxide

d) Accounted as vinyl acetate.

e) Accounted as 50% butanol-1 + 50% phthalic anhydride

f) Calculated using values of 55 MJ/kg of powder product and 3.8 MJ/kg of stack product.

g) Represent nitric acid, chlorine and petroleum coke used for powder preparation and carbochlorination of oxide powder

h) Calculated assuming 10 hours of planning and engineering and 3 visits with a distance of 30 km.

3. Results and discussion

Environmental resource footprint analysis of SOFC manufacturing prototypes is presented in Table 2. Both systems are characterized by higher non-renewable

(N) energy sources, due to highly intensive materials in terms of fossil energy and rare earth elements. Overall, planar SOFC had greater SED for six out of seven resource groups, mainly due to a greater range of materials used for this system. The tubular system has a higher demand for nuclear energy, mainly from SOFC stack manufacturing stage.

Table 2: SED impact scores of SOFC planar (P) and tubular (T) (data referred to MJ_{se}/unit).

Category	Stack_P	BoP_P	SOFC_P	Stack_T	BoP_T	SOFC_T
Renewable energy	6.06E+06	4.94E+06	1.10E+07	1.84E+06	4.41E+06	6.25E+06
Fossil resources	7.57E+07	2.73E+08	3.48E+08	9.83E+07	2.24E+08	3.22E+08
Land resources	3.67E+05	1.00E+06	1.37E+06	1.39E+05	8.70E+05	1.01E+06
Metal ores	1.10E+09	1.06E+09	2.16E+09	7.02E+08	8.13E+08	1.51E+09
Minerals & mineral aggregates	1.22E+09	6.72E+08	1.89E+09	6.77E+08	5.75E+08	1.25E+09
Nuclear energy resources	8.11E+03	1.07E+05	1.15E+05	5.79E+04	9.77E+04	1.56E+05
Water resources	2.53E+06	5.38E+06	7.91E+06	1.69E+06	4.35	6.04E+06

The relative contribution of stack components to each resource group is presented in Figure 3 and 4 for planar and tubular design, respectively. For the planar SOFC, chrome alloy needed for interconnects makes the major contributions to SED scores for each resource group. Chemicals have negligible effects; however, in the case of planar SOFC the need for trichloroethylene yields a non-negligible effect inducing up to 13% of total stack SED impact (Figure 3).

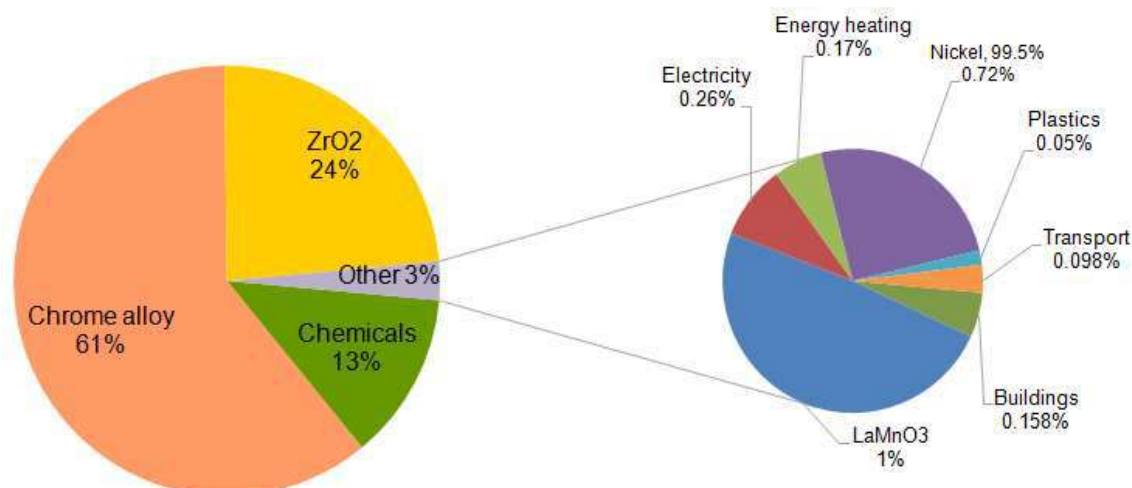


Figure 3: SED resource footprint analysis of planar stack manufacturing.

For tubular SOFC (Figure 4), the highest impacts are due to electricity consumption and powders (mainly lanthanum oxide relative to LaMnO₃ and LaCrO₃ powders). In tubular design, the impact of auxiliary materials for oxide powder preparation (i.e. nitric acid) and electrochemical vapor deposition of the electrodes (i.e. chlorine and petroleum coke) is of high importance, especially in terms of fossil and land resources.

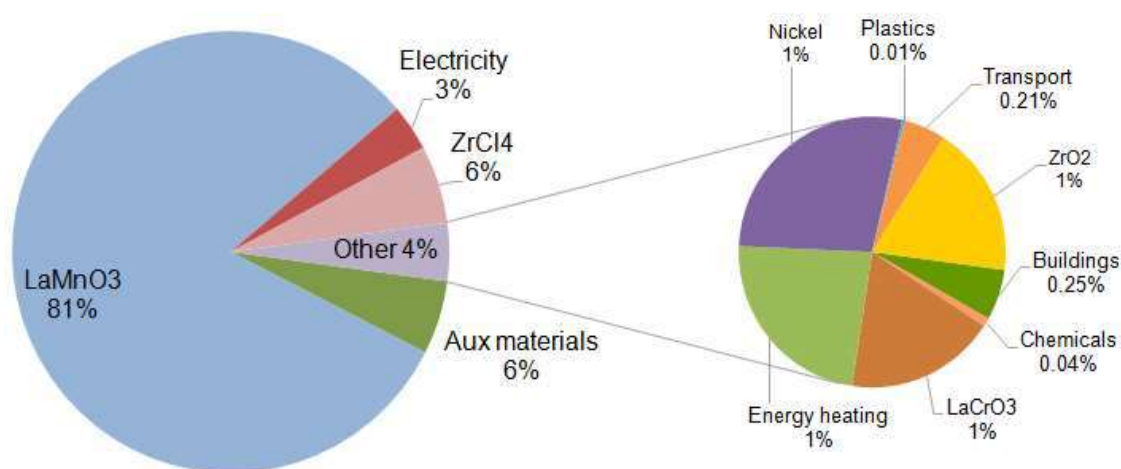


Figure 4: SED resource footprint analysis of tubular stack manufacturing.

The FC system as a whole comprises the FC stack together with the BoP (Figure 5). For planar systems, the manufacturing of the stack induces about 52% of total SED impacts, while for tubular this value is 45%. For both types, for BoP production, the highest energy demand is attributed to metals (chromium steel and reinforcing steel used) and inverter. For planar SOFC, the manufacturing impact of the inverter, reformer, and burner cause the highest contribution to total SED score. The former has evident effects in terms of land and nuclear energy resources. For other components, the contribution of the

heat exchanger is relevant, especially to metal ores. With respect to individual categories, the tubular stack has higher energy demand of fossil and nuclear energy resources, mainly driven by high electricity demand. The results indicate that special attention is required for the engineering services (heating, electricity, and transport), having a relevant contribution to fossil resources and nuclear especially in planar design.

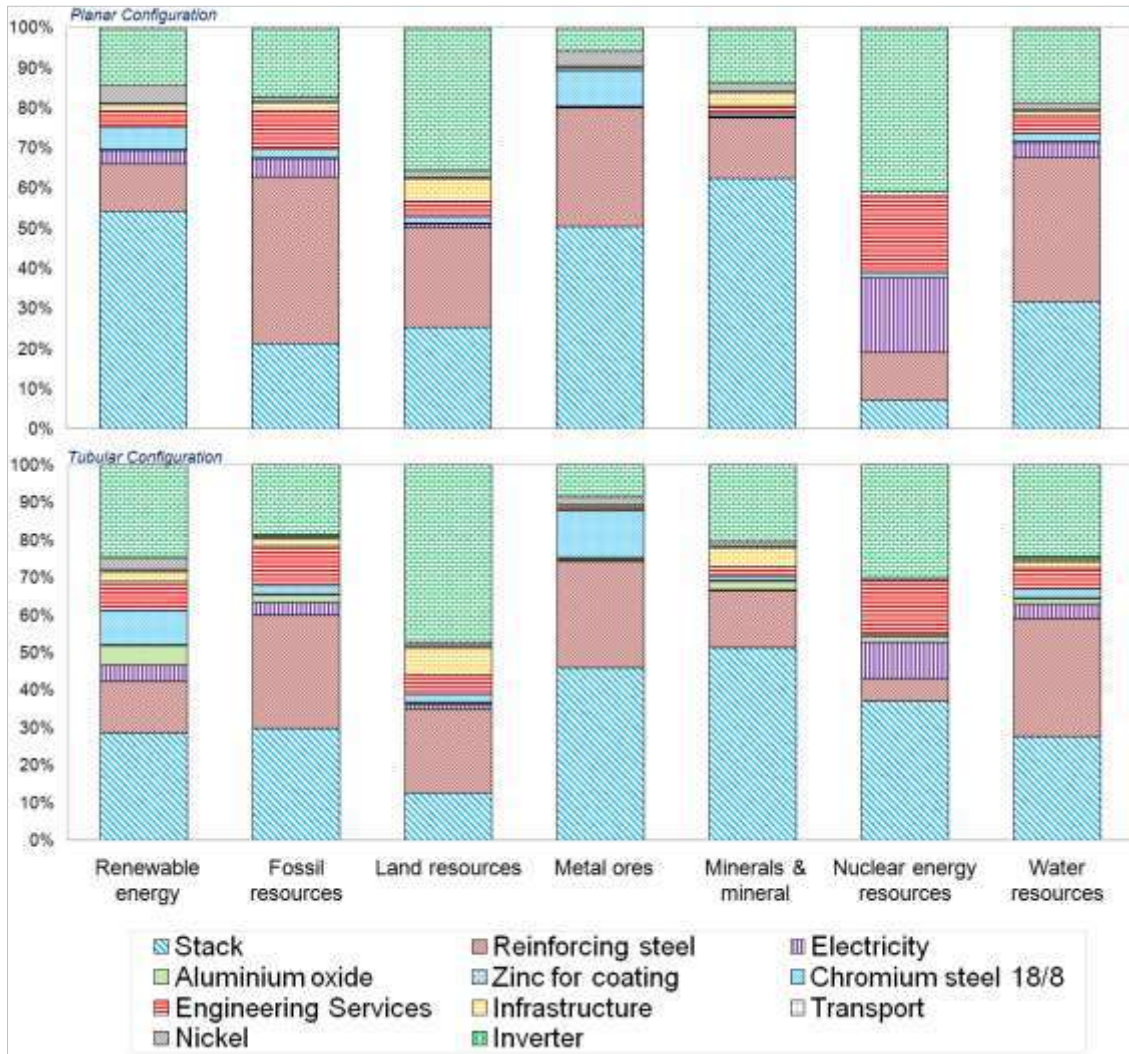


Figure 5: Resource impact profile for SOFC systems assembly for seven SED categories.

Analyzing SED values of products and processes (Rugani et al., 2011), it results that reduction of chemicals and energy requirement in manufacturing will reduce the reliance on fossil fuel energy, while the reduction of steel and powder materials metal ores and minerals. Of course, other environmental benefits are expected in other categories due to process symbioses, i.e. because reducing materials inputs will also reduce the materials needed for associated processes.

This study is a first-of-its-kind to use emergy-resource based LCA indicators for SOFC systems; hence the results cannot be directly compared with other studies. Nonetheless, the environmental sustainability of SOFC system manufacturing has been evaluated in the literature showing similar patterns with results of this study. Stafell et al. (2011) showed in system manufacturing the highest global warming impacts were due to electricity (62% of which for sintering the cells) and remaining to input materials (mainly steel). It was estimated that stack manufacturing represents 55%-58% of emissions, while the remaining is associated with BoP manufacturing (fuel processor and power conditioning). Antonucci et al. (2015) studying the eco-profile of planar SOFC, demonstrated that main drivers of global energy requirements in stack production were related to iron-nickel-chromium alloy and zirconium oxide, and to a lesser electricity and chemicals. Lee et al. (2015) estimated that for a production of rectangular planar SOFC, 72% of the total environmental impact of manufacturing comes from the SOFC stack; the remaining BOP components account for the remaining 28% of the total environmental impact. Rillo et al. (2017) estimated that electricity and steel are the major concerns during the manufacturing phase, both being carbon-intensive products. Thus, based on the results from this study and literature, we can conclude that resource efficiency, i.e. optimizing resource usage and/or substituting renewable materials for non-renewable ones are the key factors toward eco-innovative SOFC products. In this context, detailed and accurate environmental strategies require proper stakeholder involvement, from material supplier to product manufacturer.

4. Conclusions

This study evaluated the cradle to gate resource use environmental profile of SOFC power systems using emergy LCA indicators. It assesses resources required by both geometries of the systems and enables the comparison of the system by converting all inputs to a common solar energy unit expressed as solar energy demand (SED). Results show that the SOFC manufacturing activity is highly intensive since it requires a large amount of non-renewable energy generation driven by the use of metal ores, which formed the dominant contribution to SED, irrespective of the geometry of the system. Planar stack manufacturing is strongly affected by chrome alloy employment used for interconnects, while tubular by electricity lanthanum oxide and electricity consumption. The environmental impact and the process contributions for stack manufacturing in overall SED scores are highly relevant for both types. Regarding BoP, the most important contribution is caused by stainless steel (ferrochrome, an alloy of chromium and iron) and inverter (copper and nickel). The findings are consistent with other research studies and suggest that system optimization should be the primary focus if the goal is to reduce environmental impact. In this study, the application of emergy-related LCA indicators was presented as a successful methodology able to predict “upstream” environmental implications associated with the production of SOFC systems. Hence, this research highlight that the use of emergy-related LCA indicators in

addition to other well-known sustainability approaches can be a strategic support tool in the design process of SOFC systems and related value chain.

5. Acknowledgments

This study has been accomplished with support from the Fuel Cells and Hydrogen Joint Undertaking in the framework of the project INNOSOFC (Development of innovative 50 kW SOFC system and related value chain, Grant Agreement 671403).

6. References

- Antonucci, V, Cellura, M, Ferraro, M, Longo, S, Sofi, S, 2015, Eco-profiles of innovative energy systems for domestic and residential applications. *Proced. Environ. Sci., Eng. Manag.* 2(1),1-9.
- Borken-Kleefeld, J, Weidema, B, P, 2013, Global default data for freight transport per product group. Manuscript for specialecoinvent, 3.
- ISO, 2012, 14045:2012.Environmental Management e Eco-efficiency Assessment of Product Systems e Principles, Requirements and Guidelines.
- Karakoussis, V, Brandon, NP, Leach, M, Van der Vorst, R, 2001, The environmental impact of manufacturing planar and tubular solid oxide fuel cells. *J. Power Sources* 101(1), 10-26.
- Lee, YD, Ahn, KY, Morosuk, T, Tsatsaronis, G, 2015, Environmental impact assessment of a solid-oxide fuel-cell-based combined-heat-and-power-generation system. *Energy* 79, 455-466.
- McPhail, SJ, Kiviaho, J, Conti, B, 2017, The Yellow Pages of SOFC Technology-International Status of SOFC Deployment 2017. ENEA, Rome.
- Mehmeti, A, McPhail, SJ, Pumiglia, D, Carlini, M, 2016b, Life cycle sustainability of solid oxide fuel cells: From methodological aspects to system implications. *J. Power Sources.* 325, 772-785.
- Mehmeti, A, Santoni, F, Della Pietra, M, McPhail, SJ, 2016a, Life cycle assessment of molten carbonate fuel cells: State of the art and strategies for the future. *J. Power Sources.* 308, 97-108.
- Primas, A, 2007, Life Cycle Inventories of new CHP systems. Swiss Centre for Life Cycle Inventories Technical Report ecoinvent report, (20).
- Rillo, E, Gandiglio, M, Lanzini, A, Bobba, S, Santarelli, M, Blengini, G, 2017, Life Cycle Assessment (LCA) of biogas-fed Solid Oxide Fuel Cell (SOFC) plant. *Energy.* 126, 585-602.
- Rugani, B, Benetto, E, 2012, Improvements to emergy evaluations by using life cycle assessment. *Env. Sci & Tech.* 46(9), 4701-4712.
- Rugani, B, Huijbregts, MA, Mutel, C, Bastianoni, S, Hellweg, S, 2011, Solar energy demand (SED) of commodity life cycles. *Env. Sci & Tech.* 45(12), 5426-5433.
- Staffell, I, Ingram, A, Kendall, K, 2012, Energy and carbon payback times for solid oxide fuel cell based domestic CHP. *Int. J. of Hydronge energy.* 37(3), 2509-2523.

La valutazione LCA nel cluster della bioedilizia P.RE.MURA.

Alessia Meloni

Università degli Studi di Cagliari, Dipartimento DIMCM

Email: *info@melonialessia.com*

Abstract

L'inserimento della valutazione Life Cycle Assessment nell'ambito del progetto cluster P.RE.MURA, che vede lavorare in sinergia Università, imprese e tecnici operanti nel settore della bioedilizia in Sardegna, ha consentito di definire l'eco-profilo delle soluzioni costruttive studiate e sperimentate nell'edificio pilota realizzato e di compararne le prestazioni ambientali con soluzioni tradizionali d'uso comune.

1. Introduzione

La Regione Autonoma della Sardegna, attraverso l'agenzia regionale per la ricerca e lo sviluppo tecnologico Sardegna Ricerche, ha promosso nel 2014 un bando rivolto a progetti di ricerca, sviluppo e innovazione nel settore dei materiali per l'edilizia sostenibile. L'iniziativa nasce per favorire lo sviluppo delle imprese operanti nel settore dell'edilizia sostenibile, promuovendo la collaborazione tra imprese e organismi di ricerca pubblici soprattutto in quei territori che vivono in un gravissimo disagio economico.

Tra i progetti finanziati nel 2014 vi è il progetto cluster "P.RE.MURA. - Progettazione e REalizzazione di MURature in laterizio - cotto e crudo - isolate termicamente con prodotti naturali di provenienza e produzione locale", promosso dall'Università di Cagliari, Dipartimento di Ingegneria Meccanica, Chimica e dei materiali (DIMCM) in collaborazione con il Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e Architettura (DICAAR).

Gli obiettivi previsti dal progetto sono la creazione di una rete di collaborazione tra gli attori partecipanti (imprese, università, professionisti, soggetti interessati), la realizzazione di un edificio sperimentale quale caso studio nell'ambito del progetto e quale centro di formazione e divulgazione dei dati e della ricerca nel settore, la caratterizzazione meccanica e chimico-fisica dei componenti edilizi della struttura, l'analisi e la valutazione delle prestazioni termoigrometriche dell'involucro edilizio mediante campagne di misurazione effettuate in situ ed in camera climatica, la redazione di linee guida per la corretta realizzazione e messa in opera dei mattoni in terra cruda.

Il progetto viene ulteriormente arricchito con lo studio secondo procedura Life Cycle Assessment dei materiali impiegati nell'intero processo costruttivo e il confronto, dal punto di vista ambientale, delle soluzioni sperimentate con soluzioni più tradizionali d'uso comune.

Tale obiettivo è inserito sia per caratterizzare dal punto di vista dei carichi ambientali le soluzioni costruttive progettate e realizzate, sia per promuovere l'approccio Life Cycle Thinking, ancora poco noto in Sardegna, quale strumento strategico-decisionale in ambito aziendale, progettuale e politico.

2. Il progetto, l'edificio sperimentale e le soluzioni studiate

Il progetto si articola in tre fasi:

- una fase iniziale dedicata alla progettazione dell'edificio pilota, condivisa e partecipata da tutti gli attori coinvolti (ricercatori dei due Dipartimenti DIMCM e DICAAR dell'Università, l'associazione Barega.org operante nel settore della bioedilizia, 14 aziende sarde, un consulente esperto in studi LCA, un consulente esperto in misure prestazionali termiche, un consulente amministrativo);
- una fase centrale che ha portato alla realizzazione dell'edificio mediante l'utilizzo dei materiali forniti gratuitamente dalle aziende aderenti al progetto ad opera di maestranze locali, volontari dell'associazione Barega.org e immigrati coinvolti in progetti d'inclusione sociale;
- infine, una fase d'indagini fisico-meccanico-prestazionali e di caratterizzazione ambientale delle soluzioni d'involucro sperimentate svolte dai due Dipartimenti dell'Università con il supporto di due consulenti esterni.

L'edificio sperimentale sorge in località Barega, nell'agro tra Carbonia e Iglesias, nel sud-ovest della Sardegna. Si sviluppa a pianta rettangolare su un livello e si struttura con la parete rivolta a nord di lunghezza pari a 12m realizzata per metà con paramento murario in mattoni cotti (6m) e per metà con paramento murario in mattoni in terra cruda (6m). Su entrambi i paramenti sono state messe in opera tre distinte soluzioni di coibentazione esterna (ciascuna per una lunghezza pari a 2m): isolamento con pannello in sughero e rasatura a base di calce, isolamento con materasso in lana di pecora e chiusura esterna con pannello in canne, isolamento con pannello in canne palustri e finitura con malta a base di calce. L'edificio è stato chiuso nei restanti tre lati con una struttura portante lignea tamponata con balle di paglia intonacate con malta in terra e calce. La copertura è stata invece realizzata con struttura lignea, isolamento in sughero e manto di finitura in tegole, mentre il vespaio è stato realizzato con pietrame di riciclo e il massetto con malta a base di anidrite e perlite espansa.

Lo studio LCA ha interessato principalmente le sei soluzioni d'involucro sperimentate nella parete nord dell'edificio delle quali si riporta nella tabella a seguire (Tabella 1) la loro rispettiva composizione.

Tabella 1: Descrizione delle soluzioni d'involucro sperimentate per la parete nord.

Sol.	Stratigrafia della soluzione	
	Struttura portante	Soluzione di isolamento
1A	- Mattoni in terra cruda, dimm. 20*10*40cm - Malta di allettamento in terra - Intonaco di finitura a base di calce - Termointonaco a base di calce, perlite e sughero	- Pannello coibente in sughero - strato di intonaco di calce idraulica pozzolanica - rete di armatura portaintonaco
1B	- Mattoni in laterizio, dimm. 25*30*25cm - Malta di allettamento a base di calce - Intonaco di finitura a base di calce - Termointonaco a base di calce, perlite e sughero	- strato di intonaco di calce idraulica pozzolanica - strato di intonaco di finitura - strato di primer per pittura
2A	- Mattoni in terra cruda, dimm. 20*10*40cm - Malta di allettamento in terra - Intonaco di finitura a base di calce - Termointonaco a base di calce, perlite e sughero	- Pannello coibente in canne palustri locali - rinzafo con strato di intonaco di calce idraulica pozzolanica
2B	- Mattoni in laterizio, dimm. 25*30*25cm - Malta di allettamento a base di calce - Intonaco di finitura a base di calce - Termointonaco a base di calce, perlite e sughero	- strato di intonaco di calce idraulica pozzolanica - rete di armatura portaintonaco - strato di intonaco di calce idraulica pozzolanica - strato di intonaco di finitura - strato di primer per pittura
3A	- Mattoni in terra cruda, dimm. 20*10*40cm - Malta di allettamento in terra - Intonaco di finitura a base di calce - Termointonaco a base di calce, perlite e sughero	- Pannello coibente in lana di pecora sarda - membrana traspirante - pannello di finitura in canne palustri
3B	- Mattoni in laterizio, dimm. 25*30*25cm - Malta di allettamento a base di calce - Intonaco di finitura a base di calce - Termointonaco a base di calce, perlite e sughero	

Lo studio prende in esame i carichi derivati dalla produzione e dal trasporto (dai siti di estrazione allo stabilimento di lavorazione e dallo stabilimento di produzione/vendita al cantiere dove vengono messi in opera) dei prodotti impiegati in cantiere. I dati utilizzati sono in parte primari, quelli forniti dalle indicazioni dei diretti produttori e dalla direzione dei lavori della struttura realizzata, e in parte derivati dalla banca dati Ecoinvent.

3. Metodologia di studio

3.1. Obiettivo e tipologia dello studio

Lo studio si propone di mettere a confronto gli impatti ambientali delle soluzioni proposte nell'ambito del progetto Cluster P.RE.MURA. per la coibentazione esterna di una parete in mattoni in terra cruda e in laterizio mediante pannello in sughero (soluzioni 1A - 1B), pannello in canne palustri (soluzioni 2A - 2B), materassino in lana di pecora (soluzioni 3A - 3B).

3.2. Metodo di caratterizzazione e codice di calcolo

In riferimento all'obiettivo di studio, si è scelto di adottare il metodo di caratterizzazione EPD 2013, utilizzato per la creazione di EPDs, Environmental Product Declarations. Il metodo EPD analizza sei indicatori ambientali dedotti dal metodo CML 2013: riscaldamento globale, assottigliamento dello strato di ozono, ossidazione fotochimica, acidificazione, eutrofizzazione e utilizzo di risorse abiotiche. Per effettuare l'analisi del ciclo di vita è stato utilizzato il software SimaPro 8.1 e la banca dati Ecoinvent.

3.3. Unità funzionale

L'unità funzionale di confronto è 1 mq di parete in mattoni in terra cruda o in laterizio isolata termicamente e finita all'esterno, e il flusso di riferimento conseguente è la quantità di materiale ed energia necessaria per la sua realizzazione e messa in opera.

3.4. Confini del sistema

L'analisi effettuata per ciascuna soluzione costruttiva è del tipo "dalla culla al cancello" e non tiene perciò conto della fase del fine vita.

Si riporta nella tabella a seguire (Tabella 2) una descrizione generale del processo di realizzazione e messa in opera delle sei soluzioni studiate.

Tabella 2: Descrizione dei confini del sistema.

Sol.	Un. Funz. UF	Descrizione e confine del sistema
1A	1 mq di parete composta da n.50 mattoni in terra cruda e relativi strati di finitura + strato di isolante in sughero + strati di finitura	Il processo riguarda la realizzazione di una parete di 1mq di mattoni crudi compresa di soluzione di isolamento termico esterno in sughero. I mattoni vengono prodotti e messi in opera nel cantiere di Barega. Le loro dimensioni sono come quelle dei "ladiri" tradizionali: 40*20*10cm. La muratura viene realizzata disponendo i mattoni a file alternate di testa e di coltello e allettati con malta di terra. Spessore della parete: 40cm Numero di mattoni necessari: 50 Coefficiente di conducibilità termica: 0.25-0.91W/mK Gli strati di finitura prima della posa dello strato coibente comprendono uno strato di intonaco di calce idraulica e uno strato di intonaco isolante (tipo termocalce con sughero e perlite espansa). Lo strato di isolamento termico consiste in pannelli di sughero (spessore 8cm) del tipo Suberit prodotto dall'azienda Sugherificio Molinas (densità pari a 150Kg/mc). Tali pannelli vengono poi trasportati dal sito di produzione (Calangianus, OT) al sito di posa in opera (Barega, CI). Gli strati di finitura esterna comprendono due strati di intonaco di calce idraulica pozzolanica, tipo Pedrana della Calcidrata, la rete portaintonaco, lo strato di stabilitura e uno strato di primer per la pittura finale.
1B	1 mq di parete composta da n.16 mattoni in laterizio e strati di finitura +	Il processo riguarda la realizzazione di una parete di 1mq di mattoni in laterizio. I mattoni vengono prodotti presso lo stabilimento Laterizi Impredil s.r.l. nel territorio di San Sperate e messi in opera nel cantiere di Barega. Le dimensioni dei mattoni sono: 25*30*25cm. La muratura viene realizzata disponendo i mattoni in blocco per uno

	strato di isolante in sughero + strati di finitura	spessore murario pari a 30cm. Spessore della parete: 30 cm Numero di mattoni necessari: 16 Gli strati di finitura sono gli stessi della soluzione 1A.
2A	1 mq di parete composta da n.50 mattoni in terra cruda e strati di finitura + strato di isolante in canne palustri + strati di finitura	Il processo riguarda la realizzazione di una parete di 1mq di mattoni crudi compresa di soluzione di isolamento termico esterno in canne palustri. Per le indicazioni di produzione e di posa dei mattoni si rimanda alla soluzione 1A. Spessore della parete: 40cm Numero di mattoni necessari: 50 Coefficiente di conducibilità termica: 0.25-0.91W/mK Gli strati di finitura prima della posa dello strato coibente comprendono uno strato di intonaco di calce idraulica e uno strato di intonaco isolante (tipo termocalce con sughero e perlite espansa). Lo strato di isolamento termico consiste in pannelli di canne palustri fissate all'interno di una cornice lignea (spessore 10cm) prodotti a Fluminimaggiore dall'azienda di Pili Lodovico (densità pari a 190Kg/mc). Tali pannelli vengono poi trasportati dal sito di produzione (Fluminimaggiore, CI) al sito di posa in opera (Barega, CI). Gli strati di finitura esterna comprendono il rinzafo, tipo Strollo della Calcidrata, due strati di intonaco di calce idraulica pozzolanica, tipo Pedrana della Calcidrata, la rete portaintonaco, lo strato di stabilitura e uno strato di primer per la pittura finale.
2B	1 mq di parete composta da n.16 mattoni in laterizio e strati di finitura + strato di isolante in canne palustri + strati di finitura	Il processo riguarda la realizzazione di una parete di 1mq di mattoni in laterizio. I mattoni vengono prodotti presso lo stabilimento Laterizi Impredil s.r.l. nel territorio di San Sperate e messi in opera nel cantiere di Barega. Le dimensioni dei mattoni sono: 25*30*25cm. La muratura viene realizzata disponendo i mattoni in blocco per uno spessore murario pari a 30cm. Spessore della parete: 30 cm Numero di mattoni necessari: 16 Gli strati di finitura sono gli stessi della soluzione 2A.
3A	1 mq di parete composta da n.50 mattoni in terra cruda e strati di finitura + strato di isolante in lana di pecora + strato di finitura in canne palustri	Il processo riguarda la realizzazione di una parete di 1mq di mattoni crudi compresa di soluzione di isolamento termico esterno in lana di pecora. Per le indicazioni di produzione e di posa dei mattoni si rimanda alla soluzione 1A. Spessore della parete: 40cm Numero di mattoni necessari: 50 Coefficiente di conducibilità termica: 0.25-0.91W/mK Gli strati di finitura prima della posa dello strato coibente comprendono uno strato di intonaco di calce idraulica e uno strato di intonaco isolante (tipo termocalce con sughero e perlite espansa). Lo strato di isolamento termico consiste in materassini in lana di pecora (spessore 6cm, densità pari a 50,5Kg/mc) forniti da un rivenditore sito a Guspini. I pannelli vengono poi trasportati dal sito di produzione (Guspini, CI) al sito di posa in opera (Barega, CI). Sopra il materassino in lana viene fissata una membrana traspirante tipo Delta Fassade Plus e come strato di finitura esterna viene posto in opera un pannello in canne palustri lasciato a vista. Tale pannello viene prodotto a Fluminimaggiore e da qui trasportato a Barega.
3B	1 mq di parete composta da	Il processo riguarda la realizzazione di una parete di 1mq di mattoni in laterizio. I mattoni vengono prodotti presso lo stabilimento Laterizi

n.16 mattoni in laterizio e strati di finitura + strato di isolante in lana di pecora + strato di finitura in canne palustri	Impredil s.r.l. nel territorio di San Sperate e messi in opera nel cantiere di Barega. Le dimensioni dei mattoni sono: 25*30*25cm. La muratura viene realizzata disponendo i mattoni in blocco per uno spessore murario pari a 30cm. Spessore della parete: 30 cm Numero di mattoni necessari: 16 Gli strati di finitura sono gli stessi della soluzione 3A.
--	--

3.5. Raccolta e qualità dei dati

I dati relativi alla quantità di materiali impiegati per la costruzione dell'edificio sono stati calcolati a partire dagli elaborati grafici del progetto definitivo e in base alle indicazioni riportate nelle relazioni sugli stati di avanzamento dell'esecuzione dell'opera fornite dalla direzione dei lavori.

Nell'ambito del progetto i dati relativi alla produzione dei mattoni in terra cruda sono stati raccolti in modo diretto mediante la somministrazione di questionari specifici alle imprese esecutrici e al direttore dei lavori.

Tutti i dati relativi ai trasporti delle materie prime e dei prodotti finiti impiegati per la realizzazione della struttura sono primari e si basano sulle reali distanze che intercorrono tra i siti di estrazione/lavorazione/vendita e il cantiere dove sorge l'edificio sperimentale. I restanti dati utilizzati per la caratterizzazione delle singole soluzioni costruttive sono secondari e sono stati estrapolati dalla banca dati Ecoinvent.

4. Risultati

Il calcolo viene eseguito con il metodo EPD2013. Si riportano nella Figura 2 i contributi delle sei soluzioni costruttive studiate e realizzate secondo le sei categorie d'impatto analizzate con il metodo EPD2013.

5. Conclusioni

Dall'analisi dei risultati dell'LCA relativa al confronto delle sei soluzioni di parete in mattoni in terra cruda e in laterizio isolate termicamente con prodotti naturali di provenienza e produzione locale, si può concludere che:

- la soluzione meno impattante in tutte le categorie d'impatto analizzate mediante i metodi EPD2013 risulta essere la 3A: parete in laterizi con isolamento termico in lana di pecora e pannello di finitura esterna in canne;
- la soluzione 3A risulta essere la meno impattante sia per le ottime prestazioni ambientali del materassino in lana di pecora (derivato dalla lavorazione di un materiale di scarto) e dei mattoni in terra cruda, sia per l'assenza di strati di finitura esterna a base di calce idraulica: tale soluzione prevede, infatti, a protezione dello strato coibente la posa a secco di un pannello in canne palustri;

SimaPro 8.1.0.60	Valutazione dell'impatto						
Progetto	LCA_earthen brick						
Calculation:	Confronta						
Results:	Valutazione dell'impatto						
Product 1	1A_1mq_PARETE LADIRI+SUGHERO						
Product 2	1B_1mq_PARETE LATERIZIO+SUGHERO						
Product 3	2A_1mq_PARETE LADIRI+CANNE						
Product 4	2B_1mq_PARETE LATERIZIO+CANNE						
Product 5	3A_1mq_PARETE LADIRI+LANA						
Product 6	3B_1mq_PARETE LATERIZIO+LANA						
Metodo:	EPD (2013) V1.01						
Indicatore:	Caratterizzazione						
Skip categories:	Mai						
Esclude processi di infrastrutture:	No						
Esclude le emissioni di lungo termine:	No						
Sorted on item:	Categoria d'impatto						
Sort order:	Ascendente						
Categoria d'impatto	Unità	1A	1B	2A	2B	3A	3B
Acidification (fate not incl.)	kg SO2 eq	0,697	0,955	0,501	0,760	0,342	0,600
Eutrophication	kg PO4--- eq	0,208	0,239	0,167	0,198	0,121	0,152
Global warming (GWP100a)	kg CO2 eq	164	213	135	184	102	152
Photochemical oxidation	kg C2H4 eq	0,0375	0,0531	0,0244	0,040	0,0163	0,0319
Ozone layer depletion	kgCFC-11 eq	9,68E-6	1,5E-5	7,55E-6	1,28E-5	5,51E-6	1,08E-5
Abiotic depletion	kg Sb eq	0,00018	0,000271	0,000118	0,00021	7E-5	0,000162

Figura 2: Contributo in termini di impatto ambientale delle sei soluzioni costruttive studiate.

- la soluzione maggiormente impattante tra le sei studiate è la soluzione 1B (parete in laterizio con strato isolante in sughero e finitura ad intonaco di calce). Lo studio LCA condotto non tiene conto delle caratteristiche prestazionali termoigrometriche delle soluzioni di coibentazione poste a confronto ma si basa esclusivamente sulle scelte progettuali effettuate durante la fase iniziale del progetto.

Poiché uno degli obiettivi principali dell'intero progetto è quello di valorizzare i prodotti per l'edilizia di provenienza e produzione locale, le sei soluzioni "naturali" realizzate in cantiere sono state messe a confronto con due pareti in mattoni crudi e in laterizio isolate con un pannello in XPS (polistirene estruso) messo in opera nelle stesse modalità del sughero.

Come graficizzato nel diagramma riportato nella Figura 3, dal punto di vista degli impatti relativi al Global Warming e alla Ozone Layer Depletion la soluzione che accoppia laterizio e XPS risulta essere la più impattante tra le 8. Nel caso della categoria Ozone Layer Depletion le due soluzioni che prevedono l'utilizzo del pannello XPS come strato coibente sono notevolmente più impattanti rispetto alle altre soluzioni.

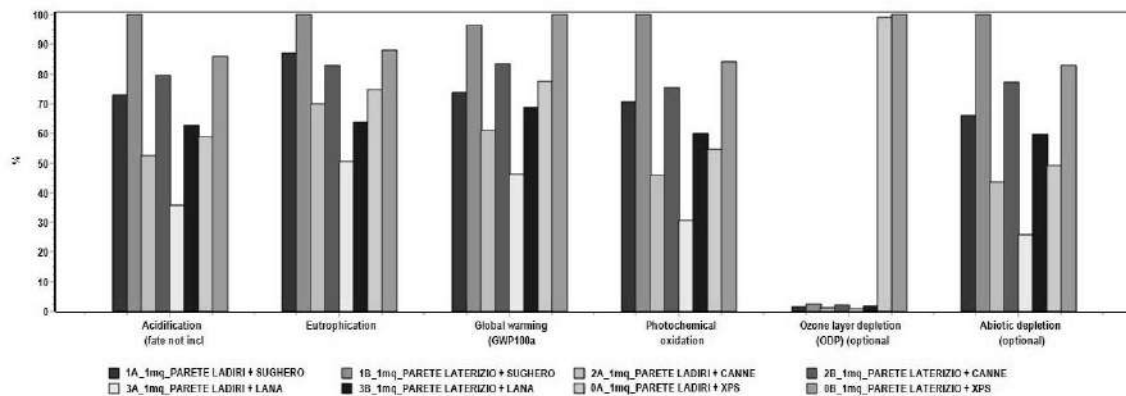


Figura 3: Diagramma di confronto degli impatti relativi alle sei categorie d'impatto in termini percentuali delle soluzioni di parete in ladiri e in laterizio coibentate con sughero, canne, lana di pecora e XPS studiate nell'ambito del progetto Cluster P.RE.MURA.. Codice di calcolo SimaPro8.1, Metodo di caratterizzazione EPD2013.

6. Bibliografia

- Achenza, M, Sanna, U, (a cura di), 2009. Il manuale tematico della terra cruda. Dei Editore, Roma.
- Baldo, GL, Marino, M, Rossi, S, 2008. Analisi del ciclo di vita LCA. Gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi. Edizioni Ambiente, Milano.
- ISO, 2006. UNI EN ISO 14040:2006. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento.
- ISO 2006. UNI EN ISO 14044:2006. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida.
- Lavagna, M, 2008. Life Cycle Assessment in edilizia. Progettare e costruire in una prospettiva di sostenibilità ambientale. Hoepli Editore, Milano.
- Lavagna, M, Mondini, D, Paleari, M, 2011. Murature ad alte prestazioni. Valutazioni termiche, acustiche, ambientali ed economiche di soluzioni di involucro in laterizio. Maggioli Editore, Sant'Arcangelo di Romagna (RN).
- Neri, P, (a cura di), 2008. Verso la valutazione ambientale degli edifici. Life Cycle Assessment a supporto della progettazione eco-sostenibile. Alinea Editrice, Firenze.
- Sardegna Ricerche, Regione Autonoma della Sardegna, 2012. Cluster materiali - Programma progetti cluster - materiali per l'edilizia sostenibile. Regolamento e avviso per la presentazione di proposte.
- Consultabile su < http://www.sardegna ricerche.it/documenti/13_398_20121219150623.pdf>.
- Scalbi, S, Reale, F, (a cura di), 2013. Atti VII Convegno della Rete Italiana LCA. Life Cycle Assessment e ottimizzazione ambientale: esempi applicativi e sviluppi metodologici. Milano, 27-28 Giugno.
- SETAC, 1993. Guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice. SETAC, Bruxelles.

City Environmental Footprint – a framework in support of urban sustainability and Sustainable Development Goals

Nadia Mirabella*, Karen Allacker

Department of Architecture - KU Leuven, Kasteelpark Arenberg 1, 3001 Leuven, Belgium

Email*: nadia.mirabella@kuleuven.be

Abstract

Cities are recently gaining a new role in the political agenda as privileged places for interventions in favor of sustainability. In 2015, the United Nations chose cities as target of the 11th Sustainable Development Goals, which aim to “make cities inclusive, safe, resilient, and sustainable”. Indeed, the increasing urbanization worldwide poses serious threats for the related environmental burdens, but also opportunities to be a driver for change. In order to achieve such ambitious targets, holistic methodologies are necessary, but these are still lacking at the urban level. The main objectives of this contribution are therefore to give insights in a selection of available methods and LCA applications to identify strong and working points, as well as methodological challenges for a comprehensive urban environmental assessment. Successively, the City Environmental Footprint is presented as proposal and its support to the 11th SDG is highlighted.

1. Introduction

1.1. Cities and Sustainable Development Goals

In September 2015, during a summit of the United Nations, Member States adopted the 17 Sustainable Development Goals (SDGs). These goals are part of a new sustainable development agenda, focusing on the achievement of specific targets over the next 15 years. The goals are built on the previous Millennium Development Goals (MDGs) and aim to move further towards social, economic and environmental sustainability with a global call for action. The SDGs are not legally binding. Efforts are hence required to establish national and regional levels of commitment, in terms of data gathering, action schemes, analyses and review, for the subsequent contribution at the global level (United Nations, 2016).

Cities are the target of the 11th goal, which aims to “make cities inclusive, safe, resilient and sustainable”. The importance of cities in the political agenda has recently emerged for a number of reasons. Half of humanity lives in cities today, and projections say that cities will continue to grow, especially in developing countries, with 66% of global population residing in urban areas by 2050 (United Nations, 2012). Many drivers are responsible for this phenomenon, e.g. better job and education opportunities, healthcare, social connectivity, etc.

The density of social and economic capital of cities makes them complex and involving systems that require huge amounts of energy and materials to survive and that are responsible for important environmental burdens. Indeed, even if cities account for about 3% of the world surface, they are responsible for 60-

80% of energy consumption and 75% of greenhouse gas emissions (United Nations, 2016). The solutions towards a more sustainable transition of our society are hence likely to be found in city life. For what concerns the 11th SDG, the targets include among others: i) a reduction of the environmental impacts of cities per capita, paying special attention to air quality and waste management; ii) sustainable human settlement planning and management; iii) sustainable mobility and transportation.

Considering that cities are one of the most complex anthropogenic systems existing to date, it is clear that responding to these targets is anything but trivial. Indeed, a single definition of “city” does not exist yet and the intrinsic uniqueness of each urban context represents a great challenge to manage, understand and quantify in a proper and robust way its environmental impacts.

1.2. The City Prosperity Index and Initiative

In 2012, UN-Habitat developed the City Prosperity Index (CPI), and launched the City Prosperity Initiative, as metric and political tools to conceptualize and measure urban prosperity (UN-Habitat, 2016). The concepts of prosperity and sustainability are intimately related here and six critical dimensions are included: 1) productivity; 2) infrastructure development; 3) quality of life; 4) equity and social inclusion; 5) environmental sustainability and; 6) governance and legislation. A series of sub-indices define each dimension with specific indicators. All the variables are standardized, normalized and weighted in order to obtain a single value, ranging from 0 (very weak CPI) to 100 (very solid CPI). The scheme is intended to provide indices relevant to the cities, define targets and goals that can support the formulation of evidence-based policies or long-term plans, and identify opportunities or potential areas of intervention. Table 1 shows the sub-indices and dimensions accounted to evaluate the environmental sustainability; human planning, management and mobility are excluded from the current scope of the CPI.

Table 1: The dimension of environmental sustainability in the CPI.

ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY	Air Quality	Nr of monitoring stations
		PM 2.5 concentrations
		CO ₂ emissions
	Waste Management	Solid Waste Collection
		Solid Waste Recycling Share
		Waste Water Treatment
	Renewable Energy	Share of Renewable Energy

1.3. Urban Environmental Assessment: brief overview

In order to comply to the ambitious targets promoted in the 11th SDGs, holistic and comprehensive quantitative methodologies will be necessary to support the intentions of the CPI and to understand and manage environmental and social pressures, avoiding the risk of burdens shifting. Unfortunately, these are still lacking at the urban level. Available top-down methodologies, such as the

Urban Metabolism concept and the Input-Output analysis, allow an inventory of flows, but not a translation of such flows in direct and indirect impacts.

Bottom-up approaches, such as Carbon and Water footprint, are widely used but they are limited in scope and impact assessment, while Life Cycle Assessment (LCA) seems to be the most promising to accomplish with the urban challenge, but methodological refinements are needed for their application to complex systems of cities. Therefore, the main objectives of this contribution are to provide insights in a selection of available methods and current urban LCA applications to identify strong and working points, as well as methodological challenges. Successively, a proposal for methodological advancements and support to the achievement of SDGs is proposed.

2. Materials and methods

2.1. Critical analysis of selected methods for application at urban level

The first aim of this contribution is to explore in-depth the theoretical and practical issues of environmental assessment methods for cities. A set of selected methodologies currently available at city level, namely the Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emissions (GPC), Bilan Carbon, and ISO/TS 14067:2013, were critically analysed, including a comparison with the Organizational Environmental Footprint (OEF). The first three methods account for GHG emissions at urban, territorial or organizational level, while the OEF was selected as a reference due its high level of comprehensiveness and accuracy.

The selected methodologies are critically analyzed in order to identify their most important features considering LCA as a reference methodology and urban context as the system under study. In this critical analysis special attention is paid to the definition of the urban context and the related system boundaries, data gathering and data quality, and allocation procedures, especially the ones related to dynamic fluxes (e.g. production/consumption based approach, transportation). Final considerations are dedicated to reporting and communication issues. The investigated features are: i) applicability to urban context; ii) type of approach; iii) Life Cycle Thinking; iv) Impact Assessment; v) Functional Unit (FU); vi) System Boundaries; vii) Inventory data; viii) Data Quality; ix) Allocation Rules x) Identification of responsible actors; xi) Verification; xii) Ancillary tools. Each method was also screened highlighting strong points and shortcomings through a SWOT analysis (Figure 1). Based on the considerations emerged from the critical and SWOT analysis, the strong and working points of Urban Metabolism, Input-Output Analysis and LCA are further investigated and most updated and innovative researches on the topic are carried out (Ferrão and Fernandez, 2013). The results are reported in Figure 2.

Strengths Explicitly addressed to city leader Global audience and disclosure Provider of standard Several steps supported User friendly	Weaknesses Missing LCT approach Subjectivity No categorization between cities Only GHG direct evaluated Optional verification	Strengths LCT approach Territorial and management approach Completeness More tools available	Weaknesses Calculation methodologies are not well defined Lack of graphical guidance Unfriendly to use
GHG Protocol		Bilan carbon	
Opportunities Growing interest, awareness of climate change Tool designed for politics	Threats Rise of more comprehensive methodologies Similar products available on the market	Opportunities Growing interest, awareness of climate change Well known and implemented by a wide range of entities	Threats Rise of more comprehensive methodologies Competitors offering similar service products Limited to French context
Strengths Leading organisation for standards, experience in EM negotiation Quantification of direct/indirect emissions High level of expertise	Weaknesses No methodology is advised Loose framework Subjectivity, several decisions up to the organisation	Strengths LCT approach Comprehensive Robust methodological framework Strong reference	Weaknesses Not available for city context High costs and efforts Still under development Difficult data gathering Strictness
ISO 14064		OEF	
Opportunities Growing interest, awareness of climate change Popular for practitioners	Threats Other existing methodologies more comprehensive and specific	Opportunities Growing interest and awareness of environmental issues Unique and most reliable tool	Threats even process to be implemented in full Potential problems for communication Lack of technical knowledge Attractiveness of faster and cheaper solutions

Figure 1: SWOT analysis, good and working points of GHG Protocol, Bilan Carbon, ISO 14064 and OEF for application to the urban context.

- **TOP-DOWN - Urban Metabolism (MFA, MEFA, etc.) Input-Output Analysis**
 - Systematically complete in depicting the interactions between economic sectors (IOA) and urban areas and surrounding natural environments (UIM)
 - Inventory of flows, only EE-IO provides an impact assessment
 - Often only available at national scale, not representative of local economies
 - EE-IO more reliable for small economy in developed countries (production recipe issue)
- **BOTTOM-UP - Mono-footprint methods, Life Cycle Assessment**
 - Easy to implement and communicate, focus on climate or water scarcity issue (mono-footprint methods)
 - Comprehensive and robust impact assessment, all upstream and downstream processes are included (LCA)
 - The full picture of environmental impacts is missing, several accounting methodologies (mono-footprint methods)
 - Unfeasible as it is for the application at the urban scale, truncation errors (LCA)

Figure 2: Critical comparison between top-down and bottom-up methodologies: the stars mark the good points, the jagged balloon the working points.

2.2. Review of LCA studies at the urban level

A review study was carried out, taking into account the published literature from 2010 to the present (Mirabella et al., 2017). The aim is twofold: i) acquiring a comprehensive overview of the current applications of LCA at the urban level; ii) defining a potential research agenda to make LCA suitable for urban studies.

Whereas a direct application of the methodology to the full urban scale does not exist yet, an analysis for the different urban sub-sectors was carried out. The sub-sectors identified are: i) built environment; ii) energy systems; iii) waste; vi) water; v) consumption patterns; vi) transportation networks; vii) urban open spaces and green (including aspects related to land use and ecosystem services). The intention is to cover the majority of the urban activities needed to sustain the “life” of the city itself and its inhabitants, in terms of citizens, residents and visitors (commuters, tourists, etc.), services, etc. Two additional

core topics were covered: i) combination of LCA with top-down methodologies (e.g. under the UM umbrella) and/or with other tools used in the urban planning and management, such as geographical information systems (GIS) and remote sensing; ii) current attempts to upscale LCA from urban sub-systems to the upper scale level. The relevant papers were selected based on two criteria: i) the papers shall deal with full LCAs, i.e. including a wide range of impact categories; ii) and the case studies for the urban sub-sectors shall be considered at the whole urban scale. Few exceptions to these criteria were allowed, e.g. evident elements of novelty, support to urban planning, etc.

2.2.1. Qualitative results and discussion

A shortlist of 65 papers was reviewed and the analysis of the selected literature shows that no applications of LCA at the full urban scale exist to date, while upscaling approaches are still on their way of development. Waste and water sub-sectors seem to be the most mature in performing the transition from the product/process level to the higher scale systems and LCA is found to be used mainly as supporting tool for policy making, and strategic and comparative analysis. In terms of literature coverage, the transportation sector and energy systems follow, but for these the impact assessment is mainly focused on assessing and comparing emissions and energy demands or technology systems, respectively. For what concerns household consumption and urban building stock, the topic is poorly explored or still unexplored in an integrated way, despite its relevance.

First attempts of upscaling approaches are available in literature, and even the use of hybrid methodologies is not usually applied at the entire urban level. The most comprehensive and established framework is found to be the territorial LCA (Loiseau et al. 2013), while other upscaling approaches are applied to a limited spatial extent, e.g. neighbourhood scale, or they focus on specific urban issues. Finally, it is interesting to notice that there is a claim for integration of LCA with spatial planning and ICT tools, due their potential for data gathering and management, spatialization of impacts and visualization purposes.

2.2.2. Methodological discussion and future outlook

The results show that methodological considerations regarding LCA of cities are poorly addressed, and limited to upscaling approaches. In the second part of this review study current bottlenecks for LCA at urban level were screened and discussed (Loiseau et al., 2013), more specifically the following issues were reviewed in more detail: i) System Boundaries; ii) Functional Unit; iii) Data gathering and quality; iv) Life Cycle Impact Assessment.

Regarding the system boundaries and functional unit, as a proper and unique definition of “city” does not exist yet, it is questionable and object of debate what could be an appropriate choice to evaluate such a heterogeneous and dynamic system as the urban context. All studies screened involve an attributional LCA, and only one included considerations for consequential LCA. About 70% of the studies are performed for comparative purposes, while the rest perform process-based LCA. Less than 10% of the studies address specific allocation

procedures to take into account the cross boundaries processes occurring at the urban level.

The majority of the authors (about 57%) select a mass, energy or distance unit as reference, i.e. tonnes of waste or cubic meters of water, etc., in compliance with the scope of the studies and sometimes normalized to the number of residents during a reference year. About a quarter of the studies evaluated prefer to focus on the yearly total performance of the system. In most of the studies, authors claim to apply the best available data in terms of representativeness, paying special attention to the geographical issue and the availability of local data, but no in-depth discussion about data quality and related uncertainty was found. The mixed use of primary and secondary data is the most privileged, with an adequate level of granularity. Finally, for what concerns the impact assessment, a proper discussion often misses about relevant issues, such as spatial differentiation, and the selection of the methods or the set of impact categories analyzed.

The key conclusion emerged from the review confirms that LCA is a raising and promising methodology to assess the environmental impacts of cities in a holistic way, but the lack of its application at the full urban scale shows that further adjustments and improvements to the methodology are needed. Main challenges for the application at the urban level is the definition of the functional unit and system boundaries, plus the collection and management of a huge amount of data and a related proper organization of the life cycle inventory, that must be capable to detect in a precise way the potential hotspots at the macro and micro scale level. Furthermore, the urban context may require more specificity when applying the impact assessment phase, as current impact assessment models have usually a coarse resolution.

3. City Environmental Footprint, a methodological proposal for urban environmental assessment

The outcomes emerged from the analysis pave the way towards the definition of a refined environmental assessment framework, suitable for the urban context and able to overcome the current limitations when assessing cities from a life cycle thinking perspective.

The proposal is to develop an LCA-based approach, namely City Environmental Footprint (City EF, Figure 3), that combines elements from top-down and bottom-up methodologies. Bottom-up approaches allow for microscale analyses of various sub-systems of the city, and their constituting processes and/or products (e.g. construction products, use of appliances, heating energy use, cooling energy use, etc.). Top-down methodologies support the modelling of urban sub-sectors, and they identify the main fluxes going into and out of the city (i.e. typically inventoried for the main sectors within a city). The latter simplify the data gathering process and/or fill data gaps. The combination of both approaches with a different level of granularity results in a more precise and detailed modelling and data inventory and allows for a more clear

identification of hotspots and opportunities for efficient and effective improvement of the city.

The City EF follows the four life cycle stages, but it includes also a former qualitative step that aims at providing an overview of the dynamics inherent to the city, with the study of the historical, social, and economic background, through the support of specific urban indicators. A set of proper definitions and methodological guidelines for various urban contexts complete the qualitative step of the City EF. The final aim is to provide the necessary elements to support the following quantitative approach. Indeed, as a unique definition of “city” does not exist yet, a careful reflection on this issue is not crucial only from a semantic point of view, but also from a technical one, as it involves the definition of system boundaries for the object investigated. The subsequent quantitative approach (LCA based) takes into account the findings emerged from the previous step with specific refinements related to: functions of the system and functional unit, system boundaries, allocation procedures for production/consumption and transportation activities. The definition of the system boundaries shall be carefully done, and even if geographical and administrative boundaries are the most feasible choices, as they are objective, legal, political ways to define the urban context and they support better the data gathering process, it is essential to consider appropriate allocation procedures for the existing transboundary processes (e.g. mobility). Moreover, an adequate functional unit shall describe and account the heterogeneous urban space. Even if referring the yearly flows to a single citizen or to the overall urban population are popular choices, the reference to the “population equivalent” could be a more promising and advantageous concept, able to consider not only the permanent residents, but also the share of people taking advantage of the urban services (e.g. tourists, commuters, etc.). The life cycle inventory follows (step three), and it is organized according to the different urban subsystems identified in the qualitative step. A feasible level of data quality and granularity, that could maximize the efforts and provide robust and consistent results in a reasonable time, shall be defined. Learning from the previous analysis, an innovative way could be the combination of common “low-tech” data (statistics, literature, etc.), with “high-tech” data, e.g. spatial data from GIS.

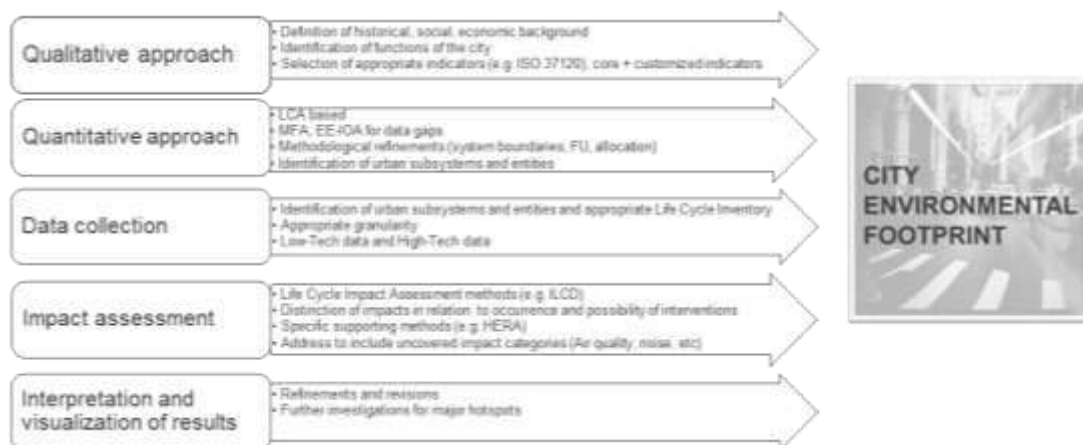


Figure 3: City EF, a revised LCA-framework for urban environmental assessment.

The fourth step translates the inventoried fluxes in potential environmental impacts. In this regards, appropriate models and LCIA methods shall be carefully considered to address better the spatialization of impacts and the identification of global, regional and local impacts for a more effective and conscious decision-making process. Finally, the fifth and conclusive step is dedicated to revisions, interpretation of results, investigations on the major hotspots. Sensitivity analysis and evaluation of alternative improvement scenarios are possible additional steps.

4. Conclusion, coupling LCA with SDGs and CPI

Cities are a strategic player in the path towards sustainability, but their complexity requires an ad-hoc methodology to achieve the target, as no methodology to date seems completely effective. This paper aims at proposing a revised framework, the City EF, to overcome the current limitations, such as: i) the assessment of potential impacts induced by urban activities; ii) the identification of the major hotspots and responsible actors; iii) the evaluation of more sustainable alternative scenarios to select the best measures from an environmental point of view. These targets are perfectly in line with the major aims of the 11th SDGs and the CPI, and coupling the two tools can promote mutual benefits. Indeed, the CPI guidelines can support the qualitative step and provide a methodological basis for selecting appropriate urban indicators, while the City EF, as LCA based methodology, can be effective in the action and monitoring phases, with the diagnosis of the major environmental burdens, and the identification of best practices and sustainable options for the specific context. Further investigations and researches are necessary to define in detail and test the reciprocal support of the two approaches.

5. References

- ADEME, 2010. Bilan Carbone®. Companies – Local Authorities – Regions. Methodology guide, version 6.1. Objectives and accounting principles, 2010. Available on: http://associationbilancarbonate.fr/sites/default/files/guide_methodologique_v6_euk-v.pdf
- European Commission, (2013). Recommendation (2013/179/EU) on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations, Annex III (Organisational Environmental Footprint (OEF) Guide.
- Ferrão P, Fernandez J, (2013). Sustainable urban metabolism, MIT Press – ISBN 9780262019361
- ISO 14064-1:2006, Greenhouse gases -- Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals
- Loiseau, E, Roux, P, Junqua, G, 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *Int J Life Cycle Assess* 18:1533–1548. doi: 10.1007/s11367-013-0588-y
- Mirabella, N, Allacker, K, Sala, S, 2017. Current trends and limitations of Life Cycle Assessment applied to the urban scale: critical analysis and review of selected literature. Submitted to *International Journal of Life Cycle Assessment* (March, 2017)
- UN-Habitat, 2016. MEASUREMENT OF CITY PROSPERITY, Methodology and Metadata. Available on: <http://cpi.unhabitat.org/guidelines>
- United Nations, 2012 World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, Department of Economic and Social Affairs (United Nations, New York)
- United Nations, 2016. Sustainable Development Goals – 17 Goals to Transform Our World <http://www.un.org/sustainabledevelopment/> (Accessed April 2017)
- WRI, C40 cities and ICLEI, 2014. Global Protocol for Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories – An accounting and Reporting Standard for Cities. Available on: <http://www.ghgprotocol.org/city-accounting>

A review of industrial sustainability indicators for Life Cycle Sustainability Assessment

Alessandra Neri^{1*}, Paco Melià², Enrico Cagno¹, Andrea Trianni¹

¹ Department of Management, Economics and Industrial Engineering, Politecnico di Milano, Via Lambruschini, 20156, Milano, Italy

² Dipartimento di Elettronica, Informazione e Bioingegneria, Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 23, 20133, Milano, Italy

Email*: alessandra.neri@polimi.it

Abstract

The sustainability concept is gaining increasing importance among industrial decision makers and policy makers. Sustainability can be conceptualized as the intersection of three different pillars: economic, social and environmental. A comprehensive assessment of the overall impacts of industrial activities over their life cycle requires a multidisciplinary approach. The present study aims to critically review the existing literature on sustainability indicators in industrial firms. We pinpoint the need for a full integration of the social pillar, a supply chain integration, a systematic methodology, integrated indicators and weighting methods for the aggregation of indicators.

1. Introduction and background

Life Cycle Assessment (LCA) is a methodology to assess environmental impacts associated with all stages of a product, process or activity (ISO, 2006). Environmental impact assessment of industrial activities is considered a relevant issue (Rezaee and Elam, 2000; Banerjee, 2001) but, over the past few decades, it has been incorporated into the broader framework of sustainability assessment, which has gained more and more importance. The Triple Bottom Line (TBL) model proposed by Elkington (1998) aims to extend traditional business accounting to embrace three dimensions (the so-called three pillars of sustainability): economic, social and environmental. In recent years, there has been growing interest from policy-makers and industrial decision-makers in the sustainability of industrial activities, which is also one of the Sustainable Development Goals developed by UN (2015). The industrial sector actually needs to improve sustainability (Rademaekers et al., 2011): current production practices are unsustainable and substantial technological, managerial, organizational and behavioral changes are required to make them sustainable (Blok et al., 2015). In the industrial context, we can refer to corporate sustainability (CS), industrial sustainability (IS) and manufacturing sustainability (MS). CS relates to the strategic level (Lozano et al., 2015), MS to the production system level (Garetti and Taisch, 2016), while IS relates to the industrial plant level (Trianni et al. 2015) and accounts for all the actions that are referred to the production plant (not just the production line) (Bosselmann, 2012), i.e. at the levels of material, product, process, plant and systems of production (Tonelli et al., 2013), as well as the integration into normal operations (Evans et al., 2009). IS has mainly been identified with the areas of

Occupational Health and Safety (OHS) (Weidema, 2006; Pagell and Gobeli, 2009; De Araujo and De Oliveira, 2012; Charmondusit et al., 2014) and eco-efficiency (Gimenez et al., 2012; Alves and De Medeiros, 2015), in which energy-efficiency is gaining increasing importance (Tonelli et al., 2013; Pehlken et al., 2015). These areas refer, respectively, to the intersection of the social and economic pillars and the environmental and economic pillars of the TBL (Pagell and Gobeli, 2009; Gimenez et al., 2012).

Several authors underlined the need to broaden the scope of LCA from environmental impacts alone to all three dimensions of sustainability, i.e. to a Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) (Kloppfer, 2008). To address sustainability, economic and social issues must be considered, characterizing connections and interactions among the three pillars (Hutchins and Sutherland, 2009), through an interdisciplinary integration (Zamagni, 2012). Both LCA and LCSA require the selection of an appropriate set of indicators to perform the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) phase, i.e. to understand and measure impacts. Indicators should be (Feng and Joung, 2011): measurable (quantitatively or qualitatively); relevant; understandable; reliable/usable; based on accessible data; long-term oriented.

This paper aims to contribute to the existent literature by analyzing the state of the art of the literature on indicators for the evaluation of IS performances, with the final purpose to understand which are the main gaps that need to be filled, so to use these indicators in the impact assessment phase of a LCSA. We took inspiration from (Dorn et al., 2016) that considered in the LCIA not only impact categories, but also industrial Key Performance Indicators (KPIs).

The paper is structured as follows: in Section 2 the literature review on the IS indicators is presented; in Section 3 the results obtained from the literature review are discussed, conclusions are drawn and further developments proposed.

2. Literature Review

2.1. Literature review process

A literature review has been conducted, taking into account contributions related to indicators for IS. The search was performed selecting Scopus as bibliographic database, using the following query: "TITLE-ABS-KEY (sustainability) AND (TITLE-ABS-KEY (firm) OR TITLE-ABS-KEY (enterprise)) AND (TITLE-ABS-KEY (metric) OR TITLE-ABS KEY (indicator))".

760 contributions were obtained. Titles and abstracts were analyzed, and a first set of contributions, 158, was selected to be subject to a full text analysis. After the full text analysis, a narrower set of contributions, 45, considered relevant for the literature review, was selected. From the complete set of contributions found in literature, we removed those related to a city/ nation/ country level, to communication strategies, to sectors in which we were not interested for this research (e.g. energy production, fisheries, tourism, oil & gas) and to supply chains and industrial districts. The snowball method (i.e. pursuing references of

references) was applied on the second set and other 5 relevant contributions were identified. Most of the selected contributions were published in 2011 and 2016 (noting that data for 2017 are partial). Journal of Cleaner Production stands out compared to the other journals, but it seems quite difficult to identify a pattern among the different journals. The majority of the contributions, 58%, proposed a theoretical model and an empirical application of it. This application was generally limited to a single case study. Very few contributions, just 10%, were only empirical, and the remaining, 32%, were only theoretical.

The 50 selected contributions were analyzed and categorized according to different features. Regarding context, we focused on the following: level of investigation, to understand the domain of the contribution; geographical area, to evaluate the geographical generalizability of contributions; firm size, to figure out whether the results of contributions can be applied to all firms' size; sector, to understand whether the results obtained were sector specific. Regarding content, we focused on the following: TBL's pillars considered, to understand whether contributions take into account all the pillars of sustainability or just some of them; method for KPIs prioritization, to understand how contributions suggest to select KPIs among all the existing ones; consideration of Life Cycle Thinking (LCT) and LCA, to figure out whether a LCA approach/application was considered during the development and application of KPIs.

2.2. Analysis

2.2.1 Context

Level of investigation: as noted by Trianni et al. (2015) there are different levels of investigation related to sustainability in industrial activities, i.e. CS, MS, IS. The focus of this study is on IS but, since this level often overlaps with the other two, also contributions related (according to their authors) to CS and MS were considered. In particular, 26% of the contributions dealt with CS and 26% with MS. The majority (48%) was related to IS.

Geographical area: only the 14% of the contributions referred to a specific geographical area. The considered areas were Brazil, Portugal, Singapore, Spain, Sweden, and Thailand.

Firm size: only 14% of the contributions considered a specific dimension of firms, i.e. SMEs for all of them.

Sector: 30% of the contributions investigated a specific sector. In particular, seven contributions studied the manufacturing sector in general, two food and drink, two focused on steel, two on the automotive sector (one considered also metallurgical), one on the chemical sector, and one was specific to the production of wooden toys.

2.2.2 Content

TBL's pillars considered: 64% of the contributions considered all the pillars and an additional 14% considered also intersections among them, i.e. economic-environmental, socio-environmental and socio-economic, (e.g. Garbie, 2015;

Ma and Kremer, 2016). 14% considered only the environmental area, while 4% took into account only the social area. Another 4% considered only environmental and social pillars together.

Method for KPIs prioritization: almost all the contributions underlined the need for firms to prioritize some indicators over others. Nevertheless, only 38% of the contributions proposed methods for the prioritization of indicators. The most common were the Analytic Hierarchy Process (e.g. Calabrese et al., 2016) and Balance Scorecard (e.g. De Araujo and De Oliveira, 2012). Other methods suggested are Data Envelopment Analysis (Callens and Tyteca, 1999), Emergy (Pan et al., 2016), Fuzzy rule (Singh et al., 2016), Fuzzy Expert system (Venturelli et al., 2017), Sustainability Performance Measurement System (Morioka and Carvalho, 2016), Value Methodology (Henriques and Catarino, 2015) and System Dynamics (Zhang et al., 2013).

Consideration of LCT and/or LCA: some contributions, 20% of the total, also underlined the importance of considering a LCT and/or a LCA approach when developing and implementing KPIs.

3. Discussion and Conclusion

Several still open issues emerged from the analysis of the literature:

Integration of the social pillar: the evaluation of the social pillar turns out to be rather difficult. Boundaries appear quite tough to define (Callens and Tyteca, 1999; Zhang et al., 2013) and there is a lack of data related to the social pillar, as well as a difficulty in giving to social indicators an operational perspective (Sutherland et al., 2016), so that the social dimension is considered rather a subjective component of sustainability (Charmondusit et al., 2014). All these issues have been also recognized in the literature related to the integration of social aspects in LCA (Hutchins and Sutherland, 2009).

Need for a Supply Chain integration: in order to make industrial processes truly sustainable, it is necessary, according to the authors of the reviewed contributions, to include in the assessment process all the other firms of the supply chain, i.e. not just those links which belong to the firm's own sphere of legal responsibility (Hutchins and Sutherland, 2009). The need to extend the evaluation to all the supply chain has been already largely recognized (Fiksel et al., 1999; Charmondusit et al., 2014; Garbie, 2014; Gong et al., 2016; Sutherland et al., 2016).

Need for an integrated indicator and methods for weighting indicators: authors underline the presence of too many indicators (Vanleer et al., 2016), whose evaluation, interpretation and communication is quite challenging (Isaksson and Garvare, 2003). The authors of the reviewed contributions pinpoint the need for an integrated indicator, able to simultaneously characterize all the pillars of sustainability, i.e. all the areas of IS (Batterham, 2006; Bae and Smardon, 2007; Feng and Joung, 2011; Focacci, 2011; Garbie, 2014; Garbie, 2015; Ma and Kremer, 2016). This indicator would also avoid bias and allow comparisons among different firms (Harik et al., 2015), at least those with similar

characteristics, i.e. sector, size, geographical area. Nevertheless, some other authors state it would be better to have more than one indicator, i.e. 2 or 3 (Gong et al., 2016), since it would be difficult to understand all the issues related to sustainability by just using one (Herva et al., 2011). Creating a single indicator for sustainability means that it is necessary to assign a weight to the different parts, i.e. sub-indicators, that compose it. As already stated in Section 2, weighting has received great attention (Tyteca, 1999; Bhanot et al., 2016) and several weighting methods have been critically appraised by scholars. A very common way to weight indicators is to give them all the same weight (Focacci, 2011; Charmondusit et al., 2014). Alternatively, weights can be decided by the single firm (Garbie, 2014), by manufacturers and customers together (Ma and Kremer, 2016), or by identifying the most used indicators using Pareto diagrams for analyzing indicators adopted in published industrial reports (De Araujo and De Oliveira, 2012), according to the different characteristics of the sector (Kocmanova and Docekalo, 2011), or according to the different stakeholders, privileging those high in power, legitimacy and urgency (Epstein and Widener, 2010). Nevertheless, some authors underline that these approaches lead to subjective indicators (Callens and Tyteca, 1999; Calabrese et al., 2016) that can produce inconsistency (Feng and Joung, 2011).

Presence of conflicts: the presence of conflicts among the objectives expressed by different indicators has been recognized (Herva et al., 2011). Adopting a long-term perspective for the evaluation of performance may help tradeoff between conflicting objectives (Callens and Tyteca, 1999; Gong et al., 2016; Morioka and Carvalho, 2016).

LTC/LCA considerations: some authors underline the importance of having indicators targeting each phase of the life cycle, creating a strong linkage with LCT and LCA (Fiksel et al., 1999; Zhang et al., 2013; Ma and Kremer, 2016). In particular, the LCA methodology has been identified as a fundamental part of the sustainable manufacturing strategy (Dorn et al., 2016).

Applicability of the already developed indicators: numerous models and frameworks present in the literature, e.g. the GRI, have been, very often, developed for large firms (Sarkar et al., 2011; Singh et al., 2016). In particular, they are not appropriate for SMEs, as stated in many contributions (e.g. Clarke and Roome, 1999; Arena and Azzone, 2012).

Need for a systematic methodology: there is still ample room for the development of a systematic methodology for indicators for IS (Morioka and Carvalho, 2016), and a standardization of measurements is needed (Christofi et al., 2012). This would be, for sure, important also for filling all the previous gaps.

The aim of this paper was to analyze the current state of the art in the literature related to indicators of IS, and understand which are the issues still open. A literature review was carried out, a total of 50 contributions were selected as relevant, analyzed and characterized according to different features, related to context and content.

Eight main still open issues were identified in the current state of the art of the literature, related to integration of the social pillar, need for a supply chain integration, need for an integrated indicator, methods for weighting indicators, presence of conflicts, LCT and LCA considerations, applicability of already developed indicators, need for a systematic methodology.

The limitations of this study are mainly related to the use of only one bibliographic database, i.e. Scopus, and to the use of a single query. For sure, the integration with other databases and additional queries may provide a larger set of relevant contributions for the analysis.

The literature does not seem to be totally developed, several issues still need to be addressed. On the one hand, there are not clear indications regarding which are the indicators that a firm should use according to its characteristics; on the other hand, there is no single fully shared methodology for the development and use of indicators. The main point that emerged, indeed, is the need for a systematic methodology for the evaluation of KPIs. Once overcome this, all the other issues may be more easily solved. Authors, e.g. Kloeppfer (2008), suggested that a generation of ISO- type guidelines and LCSA handbooks would be very helpful, underlining the possible relevant role that policy makers may have in helping firms in the identification of the most appropriate indicators.

4. References

- Alves, JLS, De Medeiros, D, 2015. Eco-efficiency in micro-enterprises and small firms: A case study in the automotive services sector, *J. Clean. Prod.*, 108, 595–602.
- Arena, M, Azzone, G, 2012. A process-based operational framework for sustainability reporting in SMEs. *J. Small Bus. Enterprise Dev.*, 19(4), 669–686.
- Bae, H, Smardon, RS, 2007. Indicators of Sustainable Business Practices. In E. Broniewicz, ed. *Environmental Management in Practice*. InTech Published, 177–206.
- Banerjee, SB, 2001. Managerial perceptions of corporate environmentalism. *J. Manag. Stud.*, 38 (4), 489–513
- Batterham, RJ, 2006. Sustainability-The next chapter. *Chem. Eng. Sci.*, 61(13), 4188–4193.
- Bhanot, N, Rao, PV, Deshmukh, SG, 2016. An integrated sustainability assessment framework: a case of turning process. *Clean Technol. Envir.*, 18(5), 1475–1513.
- Blok, V, Long, TB, Gaziulusoy, AI, Ciliz, N, Lozano, R, Huisingh, D, Csutora, M, Boks, C, 2015. From Best Practices to Bridges for a More Sustainable Future: Advances and Challenges in the Transition to Global Sustainable Production and Consumption: Introduction to the ERSCP Stream of the Special Volume. *J. Clean. Prod.* 108, 19–30.
- Bosselmann, AS, 2012. Commentary: Towards a comprehensive definition of industrial sustainability.
- Calabrese, A, Costa, R, Levaldi, N, Menichini, T, 2016. A fuzzy analytic hierarchy process method to support materiality assessment in sustainability reporting. *J. Clean. Prod.*, 121, 248–264.
- Callens, I, Tyteca, D, 1999. Towards indicators of sustainable development for firms. *Ecol. Econ.*, 28(1), 41–53.

- Charmondusit, K, Phatarachaisakul, S, Prasertpong, P, 2014. The quantitative eco-efficiency measurement for small and medium enterprise: A case study of wooden toy industry. *Clean Technol. Envir.*, 16(5), 935–945.
- Christofi, A, Christofi, P, Sisaye, S, 2012. Corporate sustainability: historical development and reporting practices. *Management Research Review*, 35(2), 157–172.
- Clarke, S, Roome, N, 1999. Sustainable Business: Learning-Action Networks as Organizational Assets. *Bus. Strat. Environ.*, 8(5), 296–310.
- De Araujo, JB, De Oliveira, GJF, 2012. Towards a balanced scoreboard for assessing manufacturing processes sustainability. *International Journal of Business Perfor.*, 13(2), p.198.
- Dorn, C, Behrend, R, Giannopoulos, D, Napolano, L, James, V, Herrmann, A, Uhlig, V, Krause, H, Founti, M, Trimis, D, et al., 2016. A Systematic LCA-enhanced KPI Evaluation towards Sustainable Manufacturing in Industrial Decision-making Processes. A Case Study in Glass and Ceramic Frits Production. *Procedia CIRP*, 48, 158–163.
- Elkington, J, 1998. Cannibals with Forks: The Triple Bottom Line of 21-st Century Business. In *Capstone New edition*, 1-16.
- Epstein, MJM, Widener, SKS, 2010. Identification and use of sustainability performance measures in decision-making. *J. Corp. Citizen.*, 40(Winter), 43–73.
- Evans, S, Bergendahl, M, Gregory, M, Ryan, C, 2009. Towards a Sustainable Industrial System. ISBN 978-1-902546-80-3
- Feng, SC, Joung, CB, 2011. A measurement infrastructure for sustainable manufacturing. *Int. J. Sust. Manuf.*, 2(2), 204–221.
- Fiksel, J, McDaniel, J, Mendenhall, C, 1999. Measuring progress towards sustainability principles: process and best practices. *Greening of Industry Network Conference Best Practice Proceedings*, 2693(614), 1–25.
- Focacci, A, 2011. Corporate social responsibility performance assessment by using a linear combination of key indicators. *Int. J. Bus. Govern. Ethics*, 6(2), 183–202.
- Garbie, IH, 2014. An analytical technique to model and assess sustainable development index in manufacturing enterprises. *Int. J. Prod. Res.*, 52(16), 4876–4915.
- Garbie, IH, 2015. Integrating sustainability assessments in manufacturing enterprises: a framework approach. *Int. J. Ind. and Syst. Eng.*, 20(3), p.343.
- Garetti, M, and Taisch, M, 2012. Sustainable manufacturing: Trends and research challenges. *Prod. Plann. Contr.*, 23(2–3), 83–104.
- Gimenez, C, Sierra, V, Rodon, J, 2012. Sustainable operations: Their impact on the triple bottom line. *Int. J. Prod. Econ.* 140(1), 149–159.
- Gong, M, Simpson, A, Koh, L, Tan, KH, 2016. Inside out: The interrelationships of sustainable performance metrics and its effect on business decision making: Theory and practice. *Resour. Conserv. Recycl.*, In press.
- Harik, R, EL Hachem, W, Medini, K, Bernard, A, 2015. Towards a holistic sustainability index for measuring sustainability of manufacturing companies. *Int. J. Prod. Res.*, 7543, 1–23.
- Henriques, J, Catarino, J, 2015. Sustainable value and cleaner production - Research and application in 19 Portuguese SME. *J. Clean. Prod.*, 96, 379–386.
- Herva, M, Franco, A, Carrasco, EF, Roca, E, 2011. Review of corporate environmental indicators. *J. Clean. Prod.*, 19(15), 1687–1699.
- Hutchins, MJ, Sutherland, JW, 2009. The role of the social dimension in life cycle engineering. *Int. J. of Sust. Manuf.*, 1(3), 238–250.

- Isaksson, R, Garvare, R, 2003. Measuring sustainable development using process models. *Managerial Auditing Journal*, 18(8), 649–656.
- ISO, 2006. ISO 14040. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework
- Kocmanova, A, Docekalova, M., 2011. Corporate Sustainability: Environmental, Social, Economic, and Corporate Performance. *ACTA*, LIX (7), 203–208.
- Kloepffer, W, 2008. Life Cycle Sustainability Assessment of Products (with Comments by Helias A. Udo de Haes, p. 95). *Int. J. LCA* 13 (2), 89–95
- Lozano, R, Carpenter, A, Huisingh, D, 2015. A review of “theories of the firm” and their contributions to Corporate Sustainability. *J. Clean. Prod.*, 106, 430–44
- Ma, J, Kremer, GEO, 2016. A sustainable modular product design approach with key components and uncertain end-of-life strategy consideration. *Int. J. Adv. Manuf. Technol.*, 85 (1–4), 741–763.
- Morioka, SN, Carvalho, MM de, 2016. A Systematic Literature Review Towards a Conceptual Framework for Integrating Sustainability Performance into Business. *J. Clean. Prod.*, 1–28.
- Pagell, M, Gobeli, D, 2009. How Plant Managers’ Experiences and Attitudes Toward Sustainability Relate to Operational Performance. *Prod. Oper. Manag.*, 18(3), 278–299.
- Pan, H, Zhang, X, Wu, J, Zhang, Y, Lin, L, Yang, G, Deng, S, Li, L, Yu, X, Qi, H, Peng, H., 2016. Sustainability evaluation of a steel production system in China based on emergy. *J. Clean. Prod.*, 112, 1498–1509.
- Pehlken, A, Decker, A, Kottowski, C, Kirchner, A, Thoben, KD, 2015. Energy efficiency in processing of natural raw materials under consideration of uncertainties. *J. Clean. Prod.*, 106, 351–363.
- Rademaekers, K, Zaki, SS, Smith, M, 2011. Sustainable Industry: going for growth & Resource Efficiency, European Commission Enterprise and Industry
<http://www.symbiosis.dk/en/content/sustainable-industry-going-growth-resource-efficiency>
- Rezaee, Z, Elam, R, 2000. Emerging ISO 14000 environmental standards: a step- by- step implementation guide. *Manag. Auditing J.*, 15 (1/2), 60 – 67
- Sarkar, P, Joung, CB, Carrell, J, Feng, SC, 2011. Sustainable Manufacturing Repository. In ASME 2011 International Design Engineering Technical Conferences & Computers and Information in Engineering Conference. Washington, DC, USA, August 2011.
- Singh, S, Olugu, EU, Musa, SN., 2016. Development of Sustainable Manufacturing Performance Evaluation Expert System for Small and Medium Enterprises. *Procedia CIRP*, 40, 609–614.
- Sutherland, JW, Richter, JS, Hutchins, MJ, Dornfeld, D, Dzombak, R, Mangold, J, Robinson, S, Hauschild, MZ, Bonou, A, Schönsleben, P, Friemann, F, 2016. The role of manufacturing in affecting the social dimension of sustainability. *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 65(2), 689–712.
- Tonelli, F, Evans, S, Taticchi, P, 2013. Industrial sustainability: challenges, perspectives, actions. *Int. J. Bus. Innovat. Res.*, 7(2), 143–163.
- Trianni, A, Cagno, E, Neri, A, 2015. Barriers to industrial sustainability measures: a proposal for a novel integrated framework. Conference Proceeding: Global Cleaner Production and Sustainable Consumption, Sitges, November 2015
- Tyteca, D, 1999. Sustainability Indicators at Firm Level. *J. Ind. Ecol.*, 2 (February), 1–10.
- UN, 2015. United Nations Global Compact: Sustainable Development Goals, <https://www.unglobalcompact.org/what-is-gc/our-work/>

- Vanleer, M, Jain, R, Squires, AF, 2016. A systems approach to creating a sustainability performance benchmarking and reporting framework. *Int. J. Process Manag. Benchmark.*, 6(2), 190–215.
- Venturelli, A, Caputo, F, Leopizzi, R, Mastroleo, G, Mio, C, 2017. How can CSR identity be evaluated? A pilot study using a Fuzzy Expert System. *J. Clean. Prod.*, 141, 1000–1010.
- Weidema, B, 2006. The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 11, 89–96.
- Zamagni, A, 2012. Life cycle sustainability assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 17(4), 373–376.
- Zhang, H, Calvo-Amodio, J, Haapala, KR, 2013. A conceptual model for assisting sustainable manufacturing through system dynamics. *J. Manuf. Syst.*, 32(4), 543–54.

Studio di fattibilità della valorizzazione energetica di residui agro-industriali attraverso fermentazione anaerobica (biogas)

Esmeralda Neri¹, Fabrizio Passarini^{1,2}, Massimo Biani³, Ivano Vassura^{1,2}, Ugo Mencherini⁴

¹ Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale "Energia e Ambiente", Via Angherà 22, 47900, Rimini, Italy

² Dipartimento di Chimica Industriale "Toso Montanari", ALMA Mater Studiorum - Università di Bologna

³IRCI S.p.A.

⁴ Aster S. Cons. P. A. Bologna

Email*: esmeralda.neri@unibo.it

Abstract

Lo studio è nato da una collaborazione con le aziende IRCI S.p.A. ed ARP Tomato all'interno del progetto "Green Simbiosi Industriale" (ENEA, 2016), grazie alla partecipazione al programma Pioneers into Practice della Climate-KIC (Climate-KIC, 2017). Prendendo in considerazione tipologie e quantità dei residui derivanti da ARP Tomato ed una volta indagato se questi residui costituiscono un costo o un ricavo per l'azienda, è stata studiata la realizzazione di un impianto di fermentazione anaerobica effettuando due simulazioni: impianto costruito presso ARP ed impianto conferito presso uno degli altri membri della cooperativa. Dall'analisi dei risultati ottenuti, emerge una chiara convenienza del primo scenario dal punto di vista economico, gestionale ed ambientale.

1. Introduzione

La Regione Emilia Romagna si sta impegnando attivamente nel campo delle energie rinnovabili, specialmente quelle derivanti da fonti agricole ed agro-industriali. Questo impegno è particolarmente importante in quanto, se l'Italia sarà in grado di raggiungere i livelli target fissati dalla Direttiva 28/2009 dell'Unione Europea (Direttiva 2009/28/EC), il "pacchetto clima-energia", lo sviluppo dell'energia rinnovabile in agricoltura nel 2020 raggiungerà l'8% del totale, pari a 15.5 milioni di tonnellate di petrolio equivalente (Regione Emilia Romagna, 2009). Il settore agricolo è quindi chiamato a promuovere l'uso di energia da biomassa utilizzando i più avanzati processi, ad adottare tecniche di produzione sostenibili e a sviluppare la ricerca sulle migliori tecnologie circa l'energia da residui agro-industriali. Vanno inoltre tenuti in considerazione gli obiettivi dell'Unione Europea circa l'uso di fonti di energia rinnovabili: -20% per il risparmio di energia e -20% di riduzione di emissione di CO₂ entro il 2020. Quindi l'obiettivo, a fini ambientali, è la riduzione del carbon footprint della filiera considerando l'intero ciclo di vita di processi e prodotti.

L'obiettivo del presente studio risulta l'analisi della valorizzazione dei residui derivanti dalla filiera agro-industriale tramite uno studio della fattibilità economica, valutando globalmente il sistema in esame tramite l'analisi dei residui a disposizione e dei vantaggi e criticità che ci possono essere nella

gestione dei rifiuti e nel recupero energetico, in un'ottica di simbiosi industriale delle risorse. Uno studio di questo tipo rientra nell'approccio del Life Cycle Thinking e nella fase di realizzazione industriale di un processo risulta una fase fondamentale da tenere in considerazione per integrare uno studio di valutazione di impatto ambientale del sistema stesso.

Questo lavoro è stato realizzato grazie al programma Pioneers into Practice della Climate-KIC che ha permesso lo svolgimento di un "placement" tra l'Università di Bologna e l'azienda IRCI S.p.A., che a sua volta ha permesso la realizzazione del progetto tramite la collaborazione con le aziende ARP Tomato e Schmack Biogas per la realizzazione dello studio di fattibilità, sviluppando i risultati primari ottenuti dal progetto "Green Simbiosi Industriale".

Per prima cosa, è stata realizzata un'analisi SWOT per realizzare un piano strategico valutando punti di Forza, Debolezze, Opportunità e Minacce della valorizzazione energetica di residui agro-industriali (Figura1). Considerando la legislazione sui rifiuti (Direttiva 2008/98/CE), ci sono quattro condizioni per le quali una sostanza deve essere identificata come un sottoprodotto e non come un rifiuto:

- la sostanza viene generata da un processo di produzione, di cui costituisce parte integrante, il cui scopo primario non sia la produzione di quella sostanza;
- è certo che la sostanza possa venire usata, nel corso dello stesso o di un successivo processo produttivo;
- la sostanza può essere direttamente utilizzata senza ulteriori trattamenti differenti dalla normale pratica industriale;
- l'utilizzo è legale.

Punti di Forza - Ricavi derivanti dalla produzione di energia da residui agro-industriali; - Produzione di energia da risorse rinnovabili.	Debolezze - Aumento dello stoccaggio di rifiuti; - Aumento del trasporto di rifiuti.
Opportunità - Aumento dei posti di lavoro; - Riduzione dei rifiuti; - Riduzione del costo di smaltimento dei residui agro-industriali; - Aumento del capitale; - Riduzione dell'emissione di CO₂ in linea con gli obiettivi EU 2020; - Immagine «Green» per l'azienda.	Minacce - Comitati; - Vicini delle aziende coinvolte.

Figura 1: Analisi SWOT per la valorizzazione di residui agro-industriali.

La lista di biomasse e di sottoprodotti che possono essere utilizzati in sistemi di fermentazione anaerobica, pirolisi, piro-gassificazione e combustione è:

- prodotti di origine biologica;
- sottoprodotti organici;
- rifiuti non derivanti dalla raccolta differenziata.

Inoltre, quelli che hanno diritto ad incentivi sono:

- sottoprodotti di origine animale non alimentari;
- sottoprodotti derivanti da attività di manutenzione delle attività agricole;
- sottoprodotti di origine industriale.

A tal proposito, il Decreto Ministeriale del 6 Luglio 2012 (DM 6 Luglio, 2012), che promuove la produzione di elettricità da risorse rinnovabili diverse dal fotovoltaico, fornisce incentivi differenziati per la produzione di elettricità in base a che si tratti di prodotti, sottoprodotti o rifiuti. Il maggior incentivo viene dato nel caso di utilizzo di sottoprodotti.

2. Studio del sistema

L'azienda ARP Tomato è una Cooperativa Sociale Agricola fondata nel 1958 ed è parte del consorzio "Piacenza Food", creato nel 1980 e ad oggi costituito da 75 aziende, tra le quali quella oggetto di studio si occupa della produzione di pomodoro, fagioli e piselli. I principali residui derivanti da questo tipo di produzione sono la buccia e i semi delle verdure, i rifiuti derivanti dal sottovaglio e i fanghi di depurazione, che hanno per l'azienda un costo di gestione e smaltimento.

È importante sottolineare che questi residui sono soggetti ad una forte stagionalità, incentrata nel periodo della campagna del pomodoro che dura circa 70 giorni (dal 20 Luglio all'1 Ottobre).

Per questo motivo è indispensabile il coinvolgimento di altri partner del consorzio per la realizzazione di un impianto di fermentazione anaerobica (biogas), in particolare con quelli che hanno a che fare con l'allevamento dei bovini, considerando la produzione di letame e liquame in UBA (Unità Bovine Adulte).

Per prima cosa le tipologie e i quantitativi di rifiuti derivanti dai processi di ARP Tomato sono stati presi in considerazione, attraverso l'utilizzo della tabella INPUT-OUTPUT realizzata da ENEA per conto di ASTER, nel progetto "Green Simbiosi Industriale" (tabella 1).

Tabella 1: tabella INPUT-OUTPUT realizzata da ENEA.

Risorsa	Fase del processo da cui ha origine	Tipologia	Quantità annuale
Fango	Trattamento acque	rifiuto	5000 ton
Residuo vegetale	Sottovaglio pomodoro	sottoprodotto	5000 ton
Residuo vegetale	Sottovaglio pisello	sottoprodotto	150 ton
Residuo vegetale	Sottovaglio fagiolo	sottoprodotto	25 ton
Residuo vegetale	Bucce e semi pomodoro	sottoprodotto	2000 ton

È stato poi indagato se questi residui costituiscono un costo o un ricavo per l'azienda ARP (tabella 2).

Tabella 2: ricavi\costi derivanti dalla gestione dei residui.

Tipologia residuo	Destino	€/ton
Bucce e semi pomodoro	Alimentazione animale	11 (guadagno)
Sottovaglio pomodoro, pisello e fagiolo	Biomassa per bio-digestore	0.516 (guadagno)
Fango da trattamento acque	Spargimento sui campi	30 (costo)

Il passo successivo è stata la definizione delle tipologie e quantità dei rifiuti delle aziende membre del consorzio (tabella 3).

Tabella 3: residui dei membri del consorzio.

Azienda	Provincia	Distanza (km) da ARP	U.B.A.	Letame	Liquame
1	PC	32	162	X	
2	PC	28	128	X	
3	PC	16	500	X	
4	PC	24	292	X	
5	PC	23	203	X	
6	PC	27	219	X	
7	PC	18	148	X	
8	PC	36	106		X
9	PC	23	163	X	
10	PC	28	252	X	
11	PC	15	136	X	

Sulla base di queste informazioni è stato possibile ipotizzare la realizzazione dell'impianto di fermentazione anaerobica (biogas) attraverso la collaborazione con l'azienda Schmack Biogas s.r.l. per la definizione della dimensione dell'impianto e del piano di alimentazione.

L'azienda n. 3 è stata selezionata come sito ideale per la "Simulazione B: impianto realizzato presso uno degli altri partner coinvolti", in quanto è quella con il maggior numero di unità bovine adulte (U.B.A.), pari a 500, ad una minore distanza media tra i vari membri del consorzio.

3. Studio di fattibilità

Sono stati considerati due differenti scenari:

- simulazione A: impianto biogas costruito presso ARP Tomato, dove anche conferire i residui derivanti dagli altri membri;
- simulazione B: impianto biogas costruito presso uno degli altri partner coinvolti, dove anche conferire i residui degli altri membri (incluso ARP Tomato).

Per entrambe le simulazioni sono stati presi in considerazione:

- dati di impianto: carico biomasse, tipologia dei fermentatori, delle vasche per il digestato e del cogeneratore;
- produzione di energia elettrica: produzione annuale lorda e netta, energia incentivata e non incentivata con tariffa onnicomprensiva;
- produzione annuale netta di energia termica;
- ricavi derivanti dalla vendita di energia elettrica;
- costi d'investimento, finanziari e di esercizio;
- payback time e il tasso interno di rendimento (IRR).

3.1. Simulazione A

Per prima cosa è stato necessario definire quali altri partner coinvolgere nella simulazione sulla base della tipologia di residui e della distanza dall'impianto ARP. Si è deciso di considerare tutte le aziende che:

- producono letame e sono ad una distanza minore di 30 km dall'azienda ARP;
- producono liquame ad una distanza minore di 15 km dall'azienda ARP (in quanto il liquame è meno facilmente stoccabile e più putrescibile del letame).

Per questa soluzione l'azienda Schmack Biogas s.r.l. ha suggerito la costruzione di un impianto da 600kW con una portata annua pari a 34675 ton/anno di residui, tenendo in considerazione i seguenti parametri:

- tipologia e quantitativo dei residui [ton/anno];
- costo\ricavo derivante dalla gestione dei rifiuti [€/ton];
- stagionalità, assumendo che quando non sono presenti rifiuti derivanti dagli scarti vegetali, questi possano essere rimpiazzati dal letame\liquame.

La biomassa ha un costo di trasporto: è stato considerato un costo di 2€/ton per un silos di 3000m² (con un'occupazione di circa 6000m²) per la bucce.

L'energia prodotta non può venire autoconsumata, senza un futuro cambio della tipologia di incentivi, perché verrebbe persa la tariffa omni-comprendente, riservata per impianti alimentati da risorse rinnovabili con una media annuale di potenza nominale non superiore ad 1MW, contro i circa 4MW che verrebbero prodotti (GSE, 2017).

Realizzando l'impianto presso ARP è possibile ottenere recupero termico che può essere sfruttato in due forme: acqua calda e vapore.

3.2. Simulazione B

Per valutare più in dettaglio i nuovi costi di trasporto, dovrebbero essere ricalcolate le distanze delle aziende con il nuovo sito. Per cautela, si è scelto di mantenere lo stesso parametro di costo, dovuto alla maggiore distanza.

Anche in questo caso, l'elettricità prodotta non può essere auto consumata. Inoltre, nell'ipotesi del non sfruttamento dei fanghi prodotti da ARP non c'è recupero di calore.

4. Scenari futuri: il nuovo Decreto per la promozione di impianti biogas per la produzione di Biometano

Il Decreto del 5 Dicembre 2013 circa l'incentivo del "biometano" è stato pubblicato nella Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana (G.U. 295, 2013). È una decisione da lungo attesa anche per il potenziale coinvolgimento del settore agro-zoo-tecnico, in quanto il biometano rappresenta un'estensione della filiera del biogas e così potrebbe derivare anche da prodotti e sottoprodotti di origine agricola.

Il biometano è il biogas sottoposto a trattamenti chimico-fisici, assumendo caratteristiche totalmente confrontabili al gas naturale (metano). Bisogna sottolineare che il biometano è sostanzialmente differente dal metano in quanto il primo è rinnovabile, il secondo fossile. Un'altra importante caratteristica del biometano è che può essere considerato un biocarburante, in quanto può essere usato nel trasporto.

Attraverso l'aiuto dell'azienda Schmack Biogas s.r.l. è stata effettuata una stima della realizzazione dello stesso impianto convertito a biometano, ottenendo che entrambe le simulazioni avrebbero una portata di 300 m³/h di biogas (circa 170 m³/h di biometano raffinato).

5. Risultati e conclusioni

Dall'analisi dei risultati ottenuti, si evince che c'è una maggiore convenienza nella realizzazione dell'impianto di fermentazione anaerobica (biogas) presso ARP Tomato, tenendo in considerazione differenti punti di vista.

Economico:

- realizzando l'impianto presso ARP si ha il maggior vantaggio dovuto all'evitato costo di smaltimento dei residui agro-industriali;
- realizzando l'impianto presso ARP (Simulazione A) si ottiene un TIR (Tasso Interno di Rendimento) del 28.49% con un payback time di 3.5 anni, contro un TIR del 23.64% con un payback time di 4.1 anni ottenuto nel caso della costruzione dell'impianto presso l'azienda n. 3 (Simulazione B).

Imprenditoriale:

- per entrambe le soluzioni, si ipotizza inoltre un aumento dell'occupazione per la necessità di ulteriori tecnici per la gestione dell'impianto ed un aumento delle competenze tecniche dello staff;
- in entrambe le soluzioni il nuovo impianto permetterebbe il raggiungimento di un'immagine "Green" per l'azienda.

Manageriale:

- realizzando l'impianto presso ARP (Simulazione A), potrebbe essere possibile anche recuperare il fango derivante dai processi di ARP stessa, che invece non potrebbe essere usato nel caso dell'impianto realizzato presso l'azienda n. 3;
- realizzando l'impianto presso ARP (Simulazione A) si otterrebbe una chiusura dei cicli produttivi.

Ambientale: in entrambe le soluzioni l'energia viene prodotta da fonti rinnovabili contribuendo a raggiungere gli obiettivi fissati dall'Unione Europea per l'utilizzo di energia da fonti rinnovabili: 20%, -20%, -20% per l'energia da fonti rinnovabili, risparmio energetico e riduzione di emissioni di CO₂ entro il 2020;

- in entrambe le soluzioni c'è una diminuzione del trasporto per lo smaltimento o trasferimento di residui agro-industriali: la distanza massima dei partner facenti parte della cooperativa è di circa 36km (tabella 3) e non sono presenti impianti di gestione dei stessi residui in questo raggio di distanza;
- in entrambe le soluzioni, c'è una diminuzione della produzione di rifiuti e/o conferiti altrove per le operazioni di smaltimento e/o recupero: per entrambi gli scenari il piano di alimentazione è pari a 34675 ton/anno di materiale ripartito

(in percentuali differenti in base alle due opzioni) tra scarti di pomodoro, piselli e fagioli, fango di depurazione, liquame e letame bovino, che diversamente dovrebbero essere gestiti come residui, con un corrispondente aggiuntivo costo di smaltimento.

Si potrebbero prendere in considerazione anche altri aspetti, come la necessaria remunerazione dell'azienda n. 3 per le attività svolte nel caso della Simulazione B; nel caso della costruzione dell'impianto presso ARP (Simulazione A) ci sarebbe l'ulteriore addizionale risparmio legato ai costi di manutenzione attraverso l'acquisizione di competenze da parte dei tecnici già impiegati presso ARP. Inoltre, lo studio potrebbe essere implementato in futuro tramite il coinvolgimento di altre aziende non facenti parte del consorzio ma presenti nel territorio, allargando i confini del sistema considerato, per avere una visione ancora più ampia di quelle che potrebbero essere le opportunità per una maggiore valorizzazione dei residui in un'ottica di Simbiosi Industriale.

6. Bibliografia

Climate-KIC. www.climate-kic.org.

Decreto Ministeriale 6 Luglio 2012, del Ministro dello Sviluppo Economico, di concerto con il Ministro dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare.

Direttiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 19/11/2008, "Direttiva quadro sui rifiuti", Gazzetta ufficiale Unione Europea, 2008.

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 and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. Off. J. Eur. Union 2009, 11, 39–85.

ENEA, Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile. 2016. Sostenibilità: in Emilia progetto 'Green' per la simbiosi industriale. <http://www.enea.it/it/Stampa/news/sostenibilita-in-emilia-al-via-progetto-green-per-la-simbiosi-industriale/>.

GSE, 2017. Gestore Servizi Energetici. Tariffa onnicomprensiva. <http://www.gse.it/it/Qualifiche%20e%20certificati/Tariffa%20omnicomprensiva/Pages/default.aspx>.

G.U. 295, 2013. Decreto 5 dicembre 2013. Modalità di incentivazione del biometano immesso nella rete del gas naturale (13A10169) (GU Serie Generale n. 295 del 17-12-2013).

Regione Emilia Romagna, assessorato agricoltura. I supplementi di Agricoltura 41. 2009. La sfida.

Stima ex-ante della Carbon Footprint del Convegno annuale della Rete Italiana LCA 2017: una proposta per il futuro

Elena Neri, Nicoletta Patrizi*, Nadia Marchettini, Simone Bastianoni

Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Ecodynamics Group, Università di Siena

Email*: patrizi2@unisi.it

Abstract

L'Associazione Rete Italiana LCA, tra le diverse attività, organizza annualmente il convegno degli iscritti. Nel 2017 il convegno si terrà nel mese di giugno a Siena. Considerato il crescente interesse verso la pianificazione sostenibile di eventi, in questo articolo sono presentati i risultati preliminari della stima ex-ante della Carbon Footprint del convegno della Rete Italiana LCA 2017. I risultati hanno evidenziato che il contributo maggiore all'impatto totale deriva dai trasporti, seguito da pernottamento, cibi, bevande e stoviglie, e infine i consumi della sede del convegno. L'obiettivo finale, oltre al calcolo della CF dell'evento, è quello di confrontare tale valore stimato con il risultato effettivo al fine di proporre all'Associazione l'istituzione del calcolo degli impatti legati all'organizzazione del congresso annuale, da discutere insieme al bilancio economico per iniziare a pianificazione di eventi con minori impatti possibili.

1. Introduzione

L'Associazione Rete Italiana LCA è il riferimento per gli accademici e gli studiosi in materia di Life Cycle Assessment (LCA) ed ha come obiettivo favorire la diffusione della metodologia a livello nazionale e lo scambio di esperienze applicative. Uno dei fini è quello di consolidare e armonizzare gli strumenti di valutazione per lo sviluppo sostenibile, ma anche organizzare e realizzare attività a livello nazionale e internazionale di formazione, informazione, documentazione e divulgazione scientifica (Dominici, 2013). Tra le molteplici attività svolte dall'Associazione, c'è anche l'organizzazione di un congresso nazionale annuale, che ha l'obiettivo di condividere le più recenti ricerche ed esperienze nel campo dell'LCA. Secondo uno studio di Scrucca et al. (2016), dopo l'anno 2000 la consapevolezza dell'importanza della sostenibilità nella pianificazione degli eventi è in aumento, sia da parte di chi organizza eventi sia da chi li frequenta. Laing e Frost (2010) hanno rilevato che alla crescente domanda da parte del pubblico di eventi "più verdi" corrisponde una scarsa attività scientifica focalizzata su questo tema. Le principali valutazioni sviluppate dal mondo accademico sono soprattutto relative al turismo e al turismo legato a eventi sportivi (e.g. Shani and Arad, 2014; Puig et al., 2017; Collins et al., 2009) e a eventi musicali come concerti (BFF, 2007; Connolly et al., 2016). Riguardo ai congressi scientifici, ad esempio, è stata calcolata la Carbon Footprint (CF) della 14ma conferenza dell'Associazione Europea degli Economisti Agrari (EAAE) (Desiere, 2016); mentre Spinelli e Louridas (2013) hanno stimato le emissioni medie connesse alla presentazione di lavori scientifici alle conferenze internazionali nel periodo 2001-2013. Inoltre, Toniolo et al. (2017) hanno proposto una sintesi delle principali valutazioni di sostenibilità degli eventi presenti in letteratura, evidenziando l'importanza dell'LCA come strumento di

valutazione dei potenziali impatti ambientali. A questo proposito, considerando l'interesse sempre crescente verso l'evento annuale organizzato dall'Associazione e il ruolo che riveste l'Associazione stessa, è stata effettuata una valutazione ex-ante per la stima dei potenziali impatti ambientali del prossimo convegno che si terrà a Siena, a giugno 2017.

Poiché il convegno si svolgerà nella prima Provincia Italiana certificata "Carbon Free" lo studio sarà focalizzato sull'indicatore Carbon Footprint (CF). Dal 2006 la Provincia di Siena si è dotata di uno strumento di contabilizzazione delle emissioni dei gas effetto serra nel proprio territorio, certificato in accordo con la norma ISO 14064. Dal 2013 la Provincia di Siena è Carbon Neutral, ovvero tutte le emissioni del territorio sono assorbite dagli ecosistemi forestali presenti nel territorio.

Come per tutte le attività, ogni anno è redatto un bilancio di previsione e alla fine dell'anno un bilancio consuntivo, questo articolo ha l'obiettivo di stilare il bilancio preventivo della CF del congresso annuale dell'associazione italiana LCA 2017. Durante il congresso sarà invece elaborato il bilancio consuntivo, al fine di evidenziare dove si sono concentrate le maggiori criticità e identificare possibili azioni di mitigazione (e.g. quanti ettari di foresta saranno necessari per neutralizzare le emissioni climalteranti generate). Sarà inoltre proposto un confronto tra il CF di un partecipante al congresso e le emissioni di GHG di un cittadino residente nella provincia di Siena al fine di capire se le due CF hanno la stessa magnitudine. Infine, l'obiettivo collaterale di questo articolo è di suggerire all'associazione, di prevedere l'adozione di un processo di stima ex-ante e consultiva dei potenziali impatti ambientali (oltre alla CF) per i successivi congressi, al fine di intraprendere un percorso virtuoso verso la minimizzazione degli impatti dovuti allo svolgimento dell'evento.

2. Materiali e Metodi

Durante l'anno accademico 2016-2017, all'interno del corso di LCA e Certificazione Ambientale è stato chiesto agli studenti di effettuare una stima degli impatti potenziali del convegno, che si svolgerà proprio nella sede dove hanno lezioni quotidianamente. Il primo step è stato quello di stilare un elenco di tutte le ipotetiche e principali azioni legate al periodo di svolgimento del convegno, dalla sede di partenza al ritorno (Tabella 1).

L'unità funzionale scelta è stata l'evento stesso, ovvero la partecipazione di 150 persone a due giorni di congresso, in linea con altri studi presenti in letteratura (Toniolo et al., 2017). Basandosi sulle presenze dei convegni passati, è stato ipotizzato un numero di partecipanti pari a 150 persone¹. I confini del sistema, in accordo con la norma ISO 20121, hanno incluso i trasporti (i.e. gli ipotetici viaggi di andata e ritorno di tutti i partecipanti) e le attività che si svolgeranno durante i due giorni di convegno (i.e. presentazioni, coffee break, pranzi). In Tabella 1 sono riportati, da sinistra verso destra: il nome dei processi

¹ Lo scorso convegno tenutosi il 22-23 giugno 2016 a Ravenna ha visto la partecipazione di 137 persone (Prof. Serena Righi – tesoriere dell'associazione - comunicazione personale).

in cui sono raggruppate le macro-categorie considerate, il dettaglio dei processi che compongono la macro-categoria (e.g. i diversi scenari di trasporto, pernottamento, Università, coffee break, pranzo e cena), la quantità e la relativa unità di misura per unità del singolo dettaglio (e.g. km per un solo viaggio, elettricità per 1 ora di utilizzo di pc e videoproiettore, peso di 1 foglio di carta per asciugatura mani, 1 foglio A4 per il programma, una porzione di crostata), il numero di utilizzi del singolo dettaglio per persona (e.g. 2 per il trasporto, ovvero andata e ritorno, 16 ore di utilizzo videoproiettore e pc, 12 fogli di carta per mani, 15 fogli in A4), numero di partecipanti (P) stimati per ciascuna macro-categoria, riferimenti bibliografici per le principali componenti del dettaglio e, infine, le note. Dall'analisi della letteratura scientifica sugli impatti di eventi è emerso che i trasporti sono i principali responsabili degli impatti complessivi (Collins et al., 2009). Al fine di avere una valutazione del trasporto la più accurata possibile, sono stati ipotizzati quattro differenti scenari, basati sui dati disponibili dell'ultimo congresso (Ravenna 2016 – vedi nota 1), assumendo che tutti i partecipanti siano di nazionalità italiana:

scenario S1 è riferito a un trasporto dalle isole, che comprende un tragitto in aereo fino a Firenze e in treno da Firenze a Siena, per 5 persone.

Scenario S2 comprende le provenienze da nord Italia e Italia meridionale (e.g. Foggia, Torino) percorsa totalmente in treno, per 116 persone.

Scenari S3 e S4 riguardano le provenienze dalla fascia dell'Italia centrale (e.g. Roma, Bologna) ipotizzando il trasporto via treno o automobile, per 15 persone a scenario.

Per ciò che riguarda il soggiorno è stata stimata una durata di 1 notte in hotel. La macro-categoria "Università" comprende la stima di tutti i consumi all'interno della struttura dove avrà luogo il convegno (e.g. consumi elettrici dovuti all'utilizzo del computer e del videoproiettore, acqua utilizzata nei bagni, carta e gadget del convegno). La macro-categoria coffee break, pranzo e cene comprende cibi, bevande e stoviglie (nella cena è stato trascurato il lavaggio delle stoviglie e tovaglie al ristorante). Sono stati considerati 4 coffee break (1 dei quali assunto simile all'aperitivo), 2 pranzi e la cena sociale, con menù ipotetici e porzioni medie. Una volta individuati quali - quantitativamente gli input da includere nell'inventario, è stata calcolata la CF basandosi su dati reperiti in letteratura scientifica (Puig et al., 2017 – per il soggiorno; Botto et al., 2011 - per l'acqua, Neri et al., 2012; Neri et al., 2015; Mondello, 2014, Patrizi et al., 2016 - per alcuni prodotti locali) o nei principali database (e.g. Ecoinvent v.3, 2013 - per trasporti, energia elettrica, carta dei tovaglioli ed i kit monodose per i coffee break e pranzi) (Tabella 1).

I dati sono stati prima elaborati su fogli Excel e poi modellizzati attraverso il software SimaPro 8 (Prè Consultants, 2014). Per il calcolo della CF è stato utilizzato il metodo CML-IA (CML, 2013), aggiornando i fattori di caratterizzazione del GWP 100 a quelli proposti dall'IPCC 2013 (IPCC, 2013). La CF del congresso è stata ottenuta come somma delle CF di ogni partecipante. Ciascun partecipante ha una "quota" di CF comune, data dalla somma della CF dovuta al pernottamento, all'utilizzo della struttura dove si

svolge il convegno e ai pasti (coffee break, pranzi e cena sociale) e una "quota" individuale dovuta alla propria provenienza. Per capire quale sia l'impatto medio di un partecipante è stato quindi diviso l'impatto totale del congresso per il numero di partecipanti.

Tabella 1: Inventario dei processi considerati per l'impatto del Convegno.

Processo	dettaglio	quantità	unit	n utilizzati	n P stimati	Principali references	Note
Trasporto S1	aereo	900	km	2	5	Ecoinvent v.3.0	da isole (900 km)+treno Firenze Siena (84km)
	treno	84	km	2		Ecoinvent v.3.0	
Trasporto S2	treno	400	km	2	116	Ecoinvent v.3.0	da sud e nord Italia (400km)
Trasporto S3	treno	200	km	2	15	Ecoinvent v.3.0	da centro Italia (200km)
Trasporto S4	macchina	230	km	2	15	Ecoinvent v.3.0	da centro Italia (230 km)
Pernottamento	soggiorno	1	p	1	150	Puig et al., 2017	1 notte+ colazione
Università	proiettore+pc	0,485	kWh	16	1	Ecoinvent v.3.0	accesso 8 orex2giorni
	acqua servizi	8	L	7	150	Botto et al., 2011	3 al giornox2 giorni + mani
	carta mani	2	g	12	150	Ecoinvent v.3.0	2 fogli x 6 volte
	carta per grafica convegno	5	g	15	150	Ecoinvent v.3.0	2 fogli programma+ quaderno 10 fogli+ 3 fogli questionario
	badge in plastica	5	g	1	150	Ecoinvent v.3.0	5g
	borsa in cotone	70	g	1	150	Ecoinvent v.3.0	70 g
coffee break	caffè	1	tazza	3	150	Chayer et al., 2015	considerando 3 coffee break+1 aperitivo
	succo	125	mL	4	150	Pergola et al., 2013	bicchiera da 125mL
	acqua	125	mL	4	150	Botto et al., 2011	bicchiera da 125mL
	crostata alle verdacchie	1	p	4	150	Patrizi et al., 2016	1 pezzo, prodotti biologici
	schiacciata	50	g	4	150	Lcafood database	1 pezzo (pane)
	tovagliolo	5	g	4	150	Ecoinvent v.3.0	carta
	kit posate monodose	20	g	4	150	Ecoinvent v.3.0	mater-bi
pranzo	pecorino senese	100	g	2	150	Mondello, 2014	allevamento intensivo
	pasta al pomodoro	170	g	2	150	Roos et al., 2011	100g pasta+70g pomodoro bio
	verdure	100	g	2	150	Andersson et al., 2000	mix verdure al forno
	prosciutto cinto senese	50	g	2	150	Neri et al., 2012	allevamento estensivo
	cantucci	80	g	2	150	Neri et al., 2015	4 biscotti
	acqua	125	mL	2	150	Botto et al., 2011	2 bicchieri da 125 mL
	caffè	1	tazza	2	150	Chayer et al., 2015	considerando 3 coffee break+1 aperitivo
	tovagliolo	5	g	2	150	Ecoinvent v.3.0	carta
	kit posate monodose	20	g	2	150	Ecoinvent v.3.0	mater-bi
cena sociale	crostini toscani	80	g	1	150	Neri et al., 2015	4 crostini neri
	pasta al ragù cinto	200	g	1	150	Neri et al., 2015	100g pasta+100g ragù cinto
	arista	100	g	1	150	Neri et al., 2015	da allevamento estensivo
	insalata	50	g	1	150	Hospido et al., 2009	lattuga
	crostata albicocche	1	p	1	150	Neri et al., 2015	prodotti biologici
	acqua	125	mL	2	150	Botto et al., 2011	2 bicchieri da 125 mL
	vino chianti	125	mL	2	150	Neri et al., 2012	2 bicchieri da 125 mL

In questo articolo saranno presentati e discussi solamente i risultati del GWP 100, per capire quale sia l'impatto del partecipante medio del congresso rispetto al cittadino residente nella provincia di Siena, area certificata *Carbon Neutral* (REGES, 2016) e individuare quali azioni di mitigazione, e.g. in termini di ettari di foreste, sarebbero necessarie al fine di abbattere le emissioni dovute allo svolgimento del congresso.

3. Risultati e discussione

Per tutti i casi considerati, il contributo maggiore all'impatto totale per la partecipazione al Congresso dell'Associazione Rete Italiana LCA a Siena, deriva dal trasporto, con un range che varia dal 55,9% (S3) al 91,1% (S1). Tale variabilità è dovuta alla differente quantità di CO₂eq emessa dai differenti mezzi di trasporto (e.g. 900 km in aereo corrispondono ad un'emissione di 118,26 kg S1 di CO₂eq mentre 200 km in treno a 15,55 kg di CO₂eq). Per quanto riguarda invece il contributo all'impatto totale, per persona, della somma delle altre categorie, il range varia da un minimo di 8,9% (S1) ad un 44,1% (S3). Dato che la somma delle altre categorie rappresenta la quota comune a tutti gli scenari, il suo peso percentuale dipende dal trasporto: nei casi in cui il trasporto ha la percentuale maggiore (S1) il contributo di queste categorie diminuisce e viceversa (nel caso S3). In Tabella 2 sono riportati valori di CF di ciascuno dei 4 partecipanti tipo, più il valore del partecipante medio (ottenuto come somma pesata dei quattro scenari). È possibile notare come i diversi scenari si discostino dal valore medio (i.e. 96,18 kg CO₂eq): 185% e 62,7% in più

rispettivamente per S1 e S4, 42,2% e 9,9% in meno rispettivamente per S2 e S3. Tale variabilità è dovuta alla differente quantità di CO₂eq emessa dai differenti mezzi di trasporto considerati negli scenari (e.g. 900 km in aereo corrispondono ad un'emissione di 118,26 kg di CO₂eq mentre 200 km in treno a 15,55 kg di CO₂eq) rispetto al valore mediato nel caso del partecipante medio.

Tabella 2: Carbon Footprint di un partecipante "tipo" del convegno.

CATEGORIE	1P S1		1P S2		1P S3		1P S4		1P MEDIO	
	kg CO ₂ eq	%	kg CO ₂ eq	%	kg CO ₂ eq	%	kg CO ₂ eq	%	kg CO ₂ eq	%
TRASPORTO	249,59	91,1%	62,20	71,8%	31,10	55,9%	132,00	84,4%	71,69	74,5%
PERNOTTAMENTO	12,0	4,4%	12,0	13,8%	12,0	21,6%	12,0	7,7%	12,0	12,5%
UNIVERSITA'	1,89	0,7%	1,9	2,2%	1,9	3,4%	1,9	1,2%	1,9	2,0%
FOOD	10,60	3,9%	10,6	12,2%	10,6	19,1%	10,6	6,8%	10,6	11,0%
TOTALE	274,07		86,69		55,59		156,49		96,18	

P=partecipante; S1=scenario trasporto aereo da isole, S2=scenario treno nord e Italia meridionale, S3=scenario treno centro Italia, S4=scenario auto centro Italia

L'impatto complessivo del convegno, è pari a 14,4 t CO₂eq. In particolare, il 75,5% della CF totale è dato dal trasporto, il 12,5% dal pernottamento, l'11,0% da coffee break, pranzi e cena e il 2,0% dai consumi all'interno della struttura universitaria (e.g. elettricità, acqua, gadget) (Figura 1). Analizzando i risultati per contributo dei singoli input all'interno di ciascun processo, è possibile notare che i trasporti in aereo, treno e auto (totale 10,7t CO₂eq) incidono sulla CF complessiva del convegno per il 7,4%, 50,2% e 17,0% rispettivamente. Il soggiorno ha una CF di 1,8 t CO₂eq (12,5% del totale), legata principalmente al consumo di acqua ed elettricità dell'albergo, mentre il contributo della macrocategoria Università è pari a 0,3 t CO₂eq (2% del totale), dovuto principalmente alla produzione dei gadget del convegno. Le pause (i.e. coffee break, pranzi e cena), incidono per 1,6 t CO₂eq (pari all'11% della CF totale), a causa di cibo (9,1% del totale), bevande (1,4%) e stoviglie in mater-bi (0,4%).

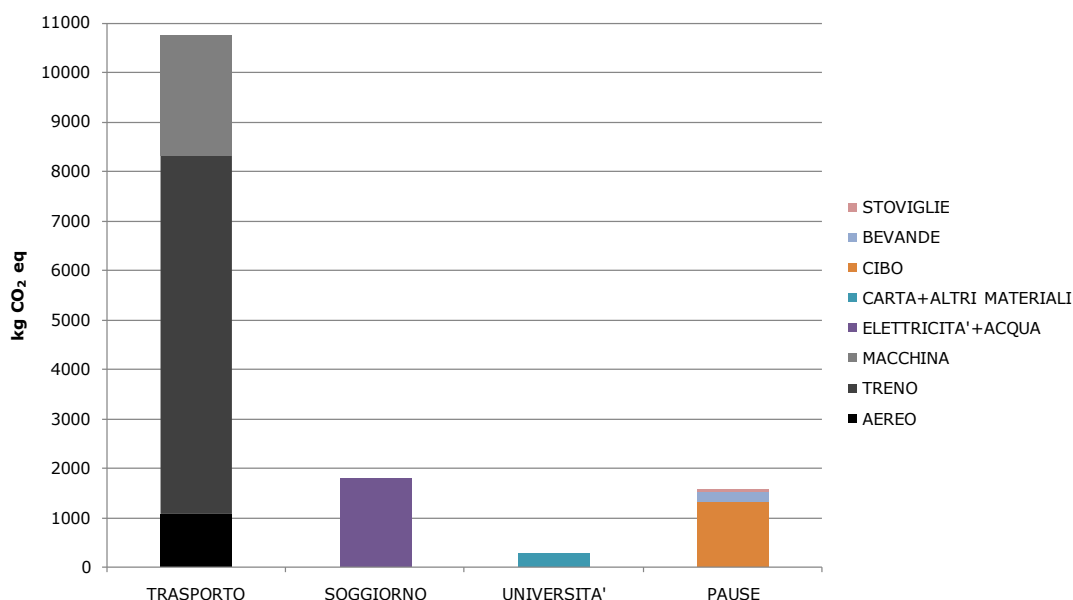


Figura 1: Carbon Footprint totale del convegno diviso per processi e input principali (la macrocategoria "pause" include coffee-break, pranzi e cene).

In Figura 2 la macro-categoria trasporti (Figura 2a) è stata separata dalle altre macro-categorie (Figura 2b) al fine di evidenziare meglio anche le voci che incidono in modo marginale alla CF totale del convegno. È così possibile apprezzare che il 23% degli impatti dei trasporti (Figura 2a), è legato allo spostamento in macchina, seguito dal treno (67%) e infine l'aereo (10%).

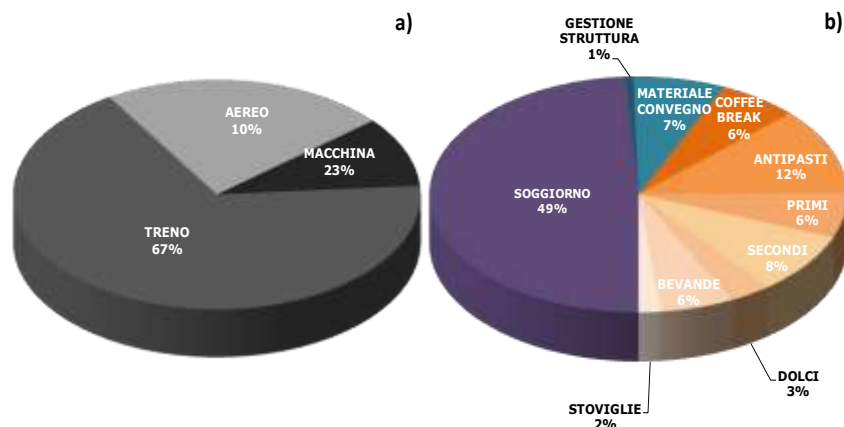


Figura 2: Contributi relativi ad a) trasporti e b) permanenza a Siena.

Questo risultato è fortemente influenzato dalle provenienze e dalle ipotetiche scelte di trasporto dei partecipanti. Analizzando i contributi minori (Figura 2b), legati alla permanenza a Siena, il soggiorno rappresenta circa la metà degli impatti (49%). Il cibo servito dal catering ha un contributo rilevante (35,9%), dovuto principalmente ai piatti a base di formaggio e carne, seguito dal materiale utilizzato per il convegno (7%), bevande (6%) e infine le stoviglie in mater-bi (2%) e i consumi della struttura universitaria (1%).

I risultati ottenuti da questo studio, benché siano una stima preliminare svolta come esercizio da parte di studenti, permettono comunque di trarre alcune considerazioni. Sarebbe auspicabile incentivare gli spostamenti in treno, rispetto all'utilizzo della macchina o dell'aereo. Ovviamente, questo aspetto è fortemente dipendente dalla sede di partenza dei partecipanti e dalla location del convegno. Per quanto riguarda invece i gadget ipotizzati, l'impatto potrebbe essere diminuito dalla scelta di materiali biodegradabili o riciclati da scarti. La scelta di menù del catering e della cena sociale a base di prodotti locali potrebbe inoltre contribuire a una riduzione della CF complessiva del convegno. Considerandola composizione forestale della Provincia di Siena, la capacità di assorbimento media delle aree verdi di questo territorio è stata stimata essere pari a 5 t ha^{-1} (REGES, 2016), quindi per assorbire le 14,4 t di CO_2eq emesse dallo svolgimento del congresso sarebbero necessari circa 3 ha di aree verdi. Nonostante il bilancio della Provincia di Siena sia stato elaborato con un approccio di tipo bottom-up e il calcolo della CF del partecipante al congresso top-down, può essere effettuato un confronto tra i due valori al solo scopo di fornire la dimensione del partecipante al congresso rispetto al cittadino medio della Provincia di Siena. Da tale confronto emerge che il partecipante medio al congresso ha un impatto in termini di CF sei volte superiore a quello di un

abitante medio della Provincia di Siena (96,18kg CO₂eq vs 24,10 kg CO₂eq²; REGES, 2016).

4. Conclusioni

Ogni anno l'Associazione Rete Italiana LCA, organizza un congresso annuale che nel 2017 si svolgerà a Siena nel mese di giugno. Durante il corso di LCA e Certificazione Ambientale dell'Università di Siena è stato proposto agli studenti del primo anno della laurea Magistrale in Ecotossicologia e Sostenibilità Ambientale (ESA) di calcolare una stima dei potenziali impatti ambientali di tale convegno.

Nonostante questa valutazione sia stata fatta ex-ante, e quindi basandosi su ipotesi derivate dal convegno dell'anno 2016 è comunque possibile trarre alcune indicazioni. I risultati evidenziano che il contributo maggiore deriva dai trasporti, seguiti da pernottamento, cibi, bevande e stoviglie di coffee-break, pranzi e cena, e infine i consumi della sede del convegno. Vista la rilevanza del settore trasporti (responsabilità del partecipante), dovrebbe essere incentivato lo spostamento in treno, dove soluzione praticabile, per diminuire l'impatto complessivo del convegno. Anche la scelta di gadget e menù (responsabilità degli organizzatori locali) più compatibili con la filosofia del convegno, potrebbe essere una opportunità per ridurre la CF totale.

Durante il convegno saranno sottoposti a tutti i partecipanti dei questionari da riempire singolarmente, in cui saranno chieste informazioni più dettagliate, al fine di stilare un bilancio "consuntivo" della CF del congresso 2017. L'obiettivo collaterale di questo articolo è quello di proporre alla rete Italiana LCA un monitoraggio sistematico dei propri eventi, da discutere, insieme al bilancio economico, al fine ad esempio di trovare soluzioni di mitigazione condivise da tutti i partecipanti (e.g. prevedere un'auto tassazione per comprare alberi da piantare nelle scuole del territorio dove si è svolto l'evento).

5. Ringraziamenti

Gli autori ringraziano gli studenti che nell'aa 2016/17 hanno frequentato il corso LCA e Certificazione Ambientale, per la LM in ESA dell'Università di Siena, per aver contribuito ai calcoli presentati in questo lavoro.

6. Bibliografia

Andersson, K, 2000. LCA of Food Products and Production Systems. Int J Life Cycle Assess 5(4), 239 - 248

Best Foot Forward (BFF), 2007. Ecological Footprint & Carbon Audit of Radiohead North American Tours, 2003 & 2006.

Botto, S, Niccolucci, V, Rugani, B, Nicolardi, V, Bastianoni, S, Gaggi, C., 2011. Towards lower carbon footprint patterns of consumption: The case of drinking water in Italy. Environ. Sci. Policy 14(4), 388-395.

² Emissioni lorde di un cittadino della Provincia di Siena calcolate con un approccio bottom-up e bilancio certificato ISO 14064.

Chayer, JA, Kicak, K, 2015. Life Cycle Assessment of coffee consumption: comparison of single-serve coffee and bulk coffee brewing. Quantis, Final report.

CML-IA, 2013. <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>

Collins, A, Jones, C, Munday, M, 2009. Assessing the Environmental Impacts of Mega Sporting Events: Two Options? *Tour. Manage.* 30, 828-37.

Connolly, M, Dupras, J, Seguin, C, 2016. An economic perspective on rock concerts and climate change: Should carbon offsets compensating emissions be included in the ticket price? *J Cult Econ* 40,101-126.

Desiere, S, 2016. The Carbon Footprint of Academic Conferences: Evidence from the 14th EAAE Congress in Slovenia. *EuroChoices* 15(2), 56-61.

Dominici, A, 2013. Rete Italiana LCA, accessed April 2017, <http://www.reteitalianalca.it/>

Ecoinvent, 2013. The ecoinvent® v3 database. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (CH).

Hospido, A, Milà i Canals, L, McLaren, S, Truninger, M, Edwards-Jones, G, Clift, R, 2009, The role of seasonality in lettuce consumption: a case study of environmental and social aspects. *Int J Life Cycle Assess* 14, 381-391.

IPCC, 2013. Fifth Assessment Report. The Physical Science Basis.

ISO 2012. Sustainable Events With ISO 20121. ISO Central Secretariat Genève, Switzerland.

Laing, J, Frost, W, 2010. How green was my festival: Exploring challenges and opportunities associated with staging green events. *Int. J. Hosp. Manag.* 29, 261-267.

LCA Food Database, 2016. www.LCAfood.dk. Accessed January, 2017.

Mondello, G, 2014. Valutazione dei potenziali impatti ambientali di tre prodotti di origine ovina mediante analisi del ciclo di vita (LCA). Tesi di Laurea Specialistica in Ecotossicologia e Sostenibilità ambientale, Università degli Studi di Siena.

Neri E, Pulselli, RM, 2015. Cibo e sostenibilità per Expo 2015. Report del progetto di Confesercenti Siena, La sostenibilità in tavola.

Neri, E, Rossetti, F, Rugani, B, Niccolucci, V, Pulselli, FM, Bastianoni, S, Marchettini, N, 2012. Life Cycle Assessment and eMergy application to the comparison between organic and conventional productions. *Proceeding 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, Saint- Malo, France.

Patrizi, N, Neri, E, Pulselli, RM, Bastianoni, S, 2016. Analisi di sostenibilità ambientale della produzione di marmellata di susine verdacchie. Progetto BASIQ, PIF Regione Toscana. Report interno.

Pergola, M, D'Amico, M, Celano, G, Palese, AM, Scuderi, A, Di Vita, G, Pappalardo, G, Inglese, P, 2013. Sustainability evaluation of Sicily's lemon and orange production: An energy, economic and environmental analysis. *J of Environ Man* 128, 674-682.

PRé Consultants, 2014. SimaPro 8. www.pre.nl/simapro/default. Accessed January 2017.

Puig, R, Kilic, E, Navarro, A, Alberti, J, Chacon, L, Fullana-i-Palmer, P, 2017. Inventory analysis and carbon footprint of coastland-hotel services: A Spanish case study. *Sci of Total Environ* 595, 244-254.

REGES, 2016. Progetto REGES: progetto per la verifica e la certificazione della Riduzione delle Emissioni dei Gas ad Effetto Serra per il territorio della Provincia di Siena, Report, pp. 71.

Disponibile:

<http://www.provincia.siena.it/index.php/content/search?SearchText=reges&x=0&y=0>.

Röös, E, Sundberg, C, Hansson, PA, 2011. Uncertainties in the carbon footprint of refined wheat products: a case study on Swedish pasta. *Int J Life Cycle Assess* 16, 338-350.

Scrucca, F, Severi, Galvan, C, Brunori, A, 2016. A new method to assess the sustainability performance of events: Application to the 2014 World Orienteering Championship. *Environ. Impact Assess. Rev.* 56, 1-11.

Shani, A, Arad, B, 2014. Climate change and tourism: Time for environmental skepticism. *Touris. Manage.* 44, 82-85.

Toniolo, S, Mazzi, A, Fedele, A, Aguiari, F, Scipioni, A, 2017. Life Cycle Assessment to support the quantification of the environmental impacts of an event. *Environ. Impact Assess. Rev.* 63, 12-22.

Aumentare la consapevolezza nel consumatore può indurre un cambiamento nelle abitudini alimentari? Un progetto dell'Università di Siena sui fontanelli per la distribuzione di acqua potabile

Valentina Niccolucci^{1*}, Michelina Mozzillo², Maria Laura Parisi³, Riccardo Basosi³,
Simone Bastianoni¹

¹Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi di Siena,
Pian dei Mantellini, 44 - 53100 Siena (SI), Italia

²Università degli Studi di Siena, Divisione appalti, convenzioni e patrimonio,
Banchi di Sotto, 55 - 53100 Siena (SI), Italia

³Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia, Università degli Studi di Siena,
via A. Moro, 2 - 53100 Siena (SI), Italia

Email*: valentina.niccolucci@unisi.it

Abstract

In questo lavoro si riporta l'esperienza dell'Università di Siena in materia di sostenibilità e comunicazione ambientale. Da qualche anno l'ateneo senese sta portando avanti un progetto basato sul risparmio idrico e sull'uso consapevole della risorsa acqua. Questo progetto è mirato alla responsabilizzazione del consumatore evidenziando gli impatti ambientali delle proprie abitudini alimentari e all'individuazione di alternative più sostenibili. Nello specifico vengono analizzati, tramite l'analisi LCA e il calcolo della Carbon Footprint, gli impatti dovuti al consumo di acqua minerale naturale in bottiglia, per uso potabile. Sulla base dei risultati emersi sono stati calcolati degli appositi indicatori e promosse una serie di iniziative, su vari livelli, atte a coinvolgere l'intera comunità accademica. L'installazione di 16 fontanelli per la distribuzione dell'acqua potabile diretta all'interno di ogni singola struttura universitaria, rappresenta soltanto il primo passo in questa direzione.

1. Introduzione

Una delle più grandi sfide degli ultimi anni è quella proposta dalla "Sostenibilità": ovvero quella di costruire e mantenere i sistemi sostenibili a livello sociale, economico e ambientale, in modo che si possano soddisfare i bisogni delle generazioni presenti, senza compromettere le possibilità delle future generazioni di soddisfare i propri (Commissione Brundtland, 1987; Costanza e Daly, 1992; Daly, 1994).

Energia, acqua e cibo sono risorse le fondamentali su cui è fortemente imperniata la sostenibilità. Il nesso (NEXUS) stretto fra queste risorse è evidenziato in un approccio concettuale che mira a fare luce sulla interdipendenza fra i sistemi delle risorse naturali a livello globale (Bazilian et al., 2011; Riccardini e De Rosas, 2016). Gli usi di acqua, energia e cibo, infatti si influenzano vicendevolmente e considerare l'uno in maniera separata dagli altri, porta a soluzioni che si dimostrano insostenibili. Ad esempio, la risorsa acqua è spesso utilizzata in modo improprio e immaginata come esente da impatti. In realtà, è stato più volte dimostrato che la filiera di produzione e consumo di bevande e alimenti è

responsabile di impatti ambientali consistenti. Questo aspetto dovrebbe aiutarci a comprendere la valenza delle scelte alimentari adottate dal singolo individuo.

Anche le Università possono giocare un ruolo importante all'interno di questa sfida verso la sostenibilità, attraverso la programmazione, l'attuazione e la divulgazione di strategie ecosostenibili per la realtà economica e sociale in cui viviamo. Da anni l'Università di Siena partecipa attivamente alla "Rete Italiana delle Università per lo Sviluppo Sostenibile" (RUS). Inoltre, l'Ateneo di Siena, annovera nel proprio ambito ricercatori di spicco, nazionali ed internazionali, con un importante *know how* in materia di sostenibilità ambientale, economica e sociale. Infine, l'Università di Siena fa parte anche del gruppo delle Università italiane e internazionali che hanno sottoscritto, nel 2012, nell'ambito della Conferenza di Rio, il *Commitment on Sustainable Practices of Higher Education Institutions*.

Tra le attività di promozione della sostenibilità e di politiche di rispetto ambientale ed equità sociale, a partire dal Febbraio del 2008, l'Università di Siena ha avviato un progetto di risparmio idrico in collaborazione con l'Acquedotto del Fiora, ente gestore locale del servizio idrico integrato.

Un gruppo di lavoro interuniversitario è nato dall'incontro di persone appartenenti a diverse categorie interne alla comunità universitaria – studenti, personale tecnico, docenti e personale di servizio – animati da una grande sensibilità verso i temi ambientali e convinte che un'Istituzione come l'Università dovesse contribuire allo sviluppo di una nuova cultura, più consapevole dei limiti oggettivi delle risorse e della necessità di una maggiore equità sociale. Le attività svolte sono state diverse, alcune di carattere informativo e di sensibilizzazione, altre di carattere formativo e divulgativo, altre ancora di carattere pratico. In queste ultime si colloca il progetto "per un uso consapevole della risorsa idrica" che nasce per promuovere un uso più sostenibile della risorsa acqua attraverso l'incentivazione del consumo di acqua da rubinetto anziché dalla bottiglia.

Questo progetto ha previsto la partecipazione anche di partner esterni locali che, animati dallo stesso spirito e sensibilità ambientale, hanno messo a disposizione e offerto il loro servizio e le loro competenze a titolo gratuito. In particolare, l'acquedotto del Fiora e il Consorzio Installatori Termoidraulici Senesi.

La struttura del progetto è articolata in diverse fasi:

1. ricognizione preliminare di tutti i punti di erogazione di acqua diretta potabile e del loro stato attualmente in funzione negli edifici universitari;
2. installazione, laddove necessario, di riduttori di flusso;
3. individuazione di nuovi punti per il potenziamento del servizio di erogazione dell'acqua diretta potabile;
4. la promozione di iniziative di sensibilizzazione verso tutta la comunità accademica.

Alla base di questo lavoro è stata commissionata, ad alcuni rappresentanti del corpo docenti senese, una valutazione dei potenziali impatti ambientali evitati in virtù del cambiamento dell'abitudine di dissetarsi con acqua diretta potabile anziché da acqua imbottigliata.

Mentre in letteratura, si trovano esempi di valutazione degli impatti dei singoli prodotti, ad esempio, acqua di rubinetto oppure acqua in bottiglia in vario materiale (per citare solo alcuni esempi: Botto et al., 2011; Niccolucci et al., 2011; Ferrarelle s.p.a., 2016; Comune di Lizzano in Belvedere, 2009; San Benedetto s.p.a., 2014; Nestlé Waters Direct, 2015), a tutt'oggi, in letteratura sono carenti studi che si pongono come obiettivo la valutazione del cosiddetto "effetto massa", ovvero degli impatti associati al consumo complessivo dello specifico prodotto.

In questo studio, partendo da precedenti valutazioni realizzate (Botto et al., 2011; Niccolucci et al., 2011), sono stati stimati gli impatti ambientali potenziali, in termini di abbattimento delle emissioni di anidride carbonica, derivanti dal cambiamento della suddetta abitudine per l'intera popolazione universitaria senese.

2. Materiali e Metodi

Il primo step di questo lavoro si è sostanziato nell'acquisire informazioni, attraverso un sorta di censimento, della *popolazione universitaria dell'ateneo senese*. Per quest'ultima si intende la somma delle seguenti componenti:

- la frazione "studenti" iscritti ai vari corsi di laurea, scuole di specializzazione e master;
- la frazione "personale" che include docenti, tecnici-amministrativi, assegnisti, collaboratori linguistici e dottorandi.

Questi dati primari sono riferiti all'anno 2016, ultimo anno a disposizione, e sono stati forniti dagli uffici di pertinenza in tempi rapidi e con un errore stimato di circa 10-20% (Università degli Studi di Siena, comunicazione personale, 2017).

Sono esclusi da questa contabilizzazione coloro che frequentano senza nessun contratto, i *visiting students* e i *visiting professors* e tutto ciò che non è contemplato nelle suddette voci. Si stima che questa percentuale incida per meno del 5% sul numero complessivo degli utenti (Università degli Studi di Siena, comunicazione personale, 2017).

Successivamente, sui dati raccolti sono state operate le seguenti stime:

- sulla popolazione degli studenti è stata considerata una frequenza media del 50% degli iscritti totali e un anno medio di 200 giorni (si intendono quindi escluse le ferie estive, i silenzi accademici e le vacanze);
- sulla popolazione del personale è stata considerata una frequenza del 100% di tutto il personale e 300 giorni lavorativi annui, come da contratto nazionale.

Per ciascuna di queste unità è stato assunto, per il periodo in cui frequentano le strutture universitarie, un consumo giornaliero di 1 litro di acqua, corrispondente al consumo di 2 bottigliette in PET da 0,5 L. E' stato scelto di utilizzare come formato di riferimento la bottiglietta di acqua da 0,5 L in quanto è quello più diffuso nei principali luoghi di consumo (e.g. mensa, bar e distributori automatici) all'interno delle varie sedi universitarie.

Per poter quantificare gli impatti potenziali dell'evoluzione del Progetto, è stato fatto riferimento ad un lavoro scientifico pubblicato da alcuni ricercatori del gruppo interdisciplinare dell'Università di Siena che poneva a confronto i risultati ottenuti dalla valutazione della *Carbon Footprint* per il consumo di uno stesso volume di acqua da bottiglia di plastica e da rubinetto (Botto et al., 2011).

Nel suddetto lavoro, l'unità funzionale prescelta era di 1,5 L di acqua potabile, l'anno di riferimento per i calcoli era il 2007, mentre i confini del sistema comprendevano:

- a) *per l'acqua in bottiglia* - l'estrazione di acqua e delle materie prime, la produzione dei materiali plastici per il packaging, i processi di imbottigliamento e confezionamento e la distribuzione dall'industria alla grande distribuzione e successivamente fino a casa (Siena).
- b) *per l'acqua di rubinetto* – estrazione, potabilizzazione, stoccaggio e distribuzione dell'acqua fino al rubinetto di casa, nonché i processi di gestione e manutenzione dell'acquedotto. In questo scenario venivano contabilizzate anche le perdite del sistema acquedottistico senese (circa 50%) e anche un volume di acqua che solitamente viene disperso al momento dell'apertura del rubinetto e/o utilizzato per sciacquare una ipotetica brocca di acqua.

In nessuno dei due casi analizzati erano inclusi i processi di dismissione e fine vita dei materiali.

Per poter scorporre l'informazione disponibile, riferita ad un volume di acqua di 1,5 L in due bottiglie da 0,5 L, è stato adottato un criterio proporzionale, sulla base di dati presenti in letteratura sui materiali plastici (Fantin et al., 2014; Nestlé Waters Direct., 2015).

Per la valutazione della categoria di impatto "Carbon Footprint" (ISO, 2013) è stato utilizzato il metodo single issue IPCC 2006 (IPCC, 2006) elaborato con il software SimaPro v.7.3 (Prè Consultants, 2012), tramite la banca dati Ecoinvent v. 2.2 (Swiss Centre for Life-Cycle Inventories, 2014). Per ulteriori dettagli e approfondimenti si rimanda alla lettura del lavoro (Botto et al., 2011).

3. Risultati e Discussioni

I risultati emersi da questo processo di valutazione sono sintetizzati in tabella 1 mentre i principali indicatori elaborati sono riportati in tabella 2.

La popolazione universitaria senese è stata stimata in 16.418 unità di cui la maggior parte è composta dagli studenti (86%), mentre il rimanente 14% è rappresentato dalla categoria personale. Nell'arco temporale di un ipotetico anno, è stato stimato un consumo di un volume di acqua potabile pari a circa 3.000 m³ di litri di acqua, corrispondenti a circa 7 milioni di bottigliette in PET di acqua da 0,5 L cadauna.

A fronte di una emissione stimata media di 142 g di CO₂ eq a bottiglietta, le emissioni annuali di gas ad effetto serra ammonterebbero a circa 1.000 t di CO₂ equivalenti.

Tabella 1: Sintesi dei principali risultati dello studio.

ITEM	Quantità	Unità di misura
Popolazione Universitaria senese	16.418	persone
di cui studenti	14.139	persone
di cui personale	2.279	persone
Consumo giornaliero di acqua	1	L
	2	n. bottiglie PET da 0,5 L
Consumo Annuale	$3,5 \times 10^6$	L
	$7,0 \times 10^6$	n. bottiglie PET da 0,5 L
Carbon Footprint di una bottiglia in PET da 0,5 L*	$1,43 \times 10^{-1}$	kg CO ₂ eq.
Carbon Footprint per n tot di bottiglie in PET da 0,5 L in 1 anno	1.003	t CO ₂ eq.
Carbon Footprint per 0,5 L di acqua di rubinetto*	$9,00 \times 10^{-4}$	kg CO ₂ eq.
Carbon Footprint per acqua di rubinetto consumata in 1 anno	$0,32 \times 10^1$	t CO ₂ eq.

* Fonte: Botto et al., 2011.

Promuovere l'abitudine di bere acqua potabile dal rubinetto anziché dalla bottiglia permette di fare delle considerazioni fondate su tematiche ambientali ma con ricadute importanti anche sulla sfera economica e sociale. Per rendere conto di quanto vaste siano le implicazioni, sono stati analizzati alcuni parametri che sono stati valutati come esempio di comunicazione efficace e riportati nella seguente tabella.

Tabella 2: Esempi di comunicazione effettuata sulla base di corrispondenze in termini di emissioni o assorbimenti di anidride carbonica.

–	Quantità	Unità di misura
Area necessarie ad assorbire le emissioni dell'intero processo produttivo	201	ha di aree verdi
	284	n. di campi di calcio (100x70 m)
Le emissioni totali calcolate corrispondono a:	$3,0 \times 10^6$	km percorsi da un'auto di media cilindrata alimentata a benzina
	76	n. giri del mondo
spesa per l'acquisto annuale di due bottigliette di acqua giornaliera	$4,2 \times 10^6$	Euro
spese per l'erogazione di acqua dal rubinetto	$1,0 \times 10^4$	Euro
studenti che alloggerebbero gratis per 1 anno in una residenza dal costo di 500 euro mensili.	$7,0 \times 10^2$	n.
Rifiuti prodotti dalla plastica delle bottiglie in 1 anno	0,17	t

Per assorbire 1000 t di CO₂ eq, sono stati stimati essere necessari circa 200 ha di aree verdi, considerando una capacità di assorbimento media di 5 t ha⁻¹, considerando dati sito specifici della composizione forestale della Provincia di Siena (Bastianoni et al., 2014). Tale valore costituisce circa il 7% delle aree verdi della Provincia di Siena, corrispondente alle aree verdi presenti nel solo centro storico del Comune di Siena. In pratica, attuando la *best practice* proposta dal

progetto, sarebbe preservato il servizio eco sistemico di assorbimento svolto dalle aree verdi presenti all'interno dei confini comunali. Per una comunicazione ancora più efficace e capillare, il dato potrebbe essere confrontato con un' "unità di misura" universalmente riconosciuta: il campo di calcio. In media, considerando che un campo da calcio occupi una superficie di 0,7 ha, per assorbire le emissioni dovute al consumo di acqua potabile da bottiglie in PET da 0,5 L da parte della popolazione universitaria senese, si devono contare circa 300 campi.

Considerando che un'automobile di media cilindrata alimentata a benzina produce circa 330 g di gas serra per ogni km che percorre (Swiss Centre for Life-Cycle Inventories, 2014), le emissioni dovute al consumo di acqua possono essere tradotte in circa 3 milioni di km. Essendo la circonferenza terrestre circa 40.000 km, potremmo farci ben 76 volte un ideale "giro della Terra".

Per quanto riguarda l'aspetto economico, la cifra complessiva che deriva dall'acquisto giornaliero di due bottigliette di acqua da 0,5 L il cui costo medio stimato è di 0,60 euro ciascuna, è superiore a 4 M di euro. Questa cifra, ad esempio, potrebbe essere equivalente all'affitto annuale di circa 700 residenze per studenti (ovvero circa di 10% degli studenti fuori sede dell'ateneo senese), dal costo mensile di 500 euro.

Infine, si stima che sarebbe possibile arrivare ad avere un risparmio massimo di 0,2 t di plastica, se le bottigliette da 0,5 L non venissero acquistate.

4. Conclusioni

Questo progetto, partito con modeste ambizioni, sulla base anche dei risultati della valutazione di impatto qui presentati, ha portato come primi incoraggianti risultati: l'installazione dei riduttori di flusso in tutte le strutture universitarie, l'identificazione e la successiva installazione di 16 fontanelli, uno per ciascuna delle sedi centrali e satellite dell'ateneo. Il primo erogatore è stato installato presso il palazzo centrale del Rettorato (dove si concentra il 14% del personale strutturato) e nel biennio 2016-2017 saranno installati ulteriori 15 erogatori di acqua diretta nei luoghi di maggiore frequentazione. Tutti gli erogatori sono collegati alla rete idrica pubblica e hanno un sistema di raffreddamento per offrire un'acqua a temperatura gradevole anche nei periodi estivi. L'acqua ha tutti i criteri di potabilità richiesti per legge.

Per quanto riguarda i prossimi step, è previsto lo sviluppo e il potenziamento di alcuni aspetti. Ad esempio, per avere una visione ancora più completa degli effetti positivi derivanti dallo sviluppo del progetto, potrebbe essere effettuata una valutazione di Social LCA (Fontes, 2014) applicata sugli utilizzatori finali. Questo approccio permetterebbe di valorizzare i benefici della sensibilizzazione effettuata anche da un punto di vista sociale, rendendo partecipe ancora una volta la comunità universitaria.

L'incentivazione di una campagna di promozione e sensibilizzazione di queste informazioni attraverso cartelli, banner etc., per tutta la comunità accademica, rimane uno dei punti cardine di questo progetto. Alla fine dell'anno, con i dati alla

mano dei consumi reali, sarà possibile trarre delle prime valutazioni più realistiche che ci permetteranno di capire come la comunità accademica ha risposto a questa campagna di promozione. Infine, in collaborazione con l'acquedotto del Fiora, si stanno definendo alcune iniziative promozionali, come quella di distribuire al momento dell'iscrizione, una borraccia in materiale riciclato, a tutti gli studenti.

5. Ringraziamenti

Questo lavoro è dedicato alla memoria del Prof. Carlo Gaggi, co-autore del lavoro scientifico che ha originato questo studio. Si ringraziano inoltre l'Acquedotto del Fiora, CITIS, il Prof. Roberto Bargagli e l'Ing. Simone Gambini, Energy Manager dell'Università di Siena.

6. Bibliografia

Bastianoni, S, Marchi, M, Caro, D, Casprini, P, Pulselli, FM, 2014. The connection between 2006 IPCC GHG inventory methodology and ISO 14064-1 certification standard - A reference point for the environmental policies at sub-national scale. *Environmental Science and Policy*, 44, 97-107.

Bazilian, M, Rogner, H, Howells, M, Hermann, S, Arent, D, Gielen, D, Steduto, P, Mueller, A, Komor, P, Tol, RSJ, Yumkella, KK, 2011. Considering the energy, water and food nexus: Towards an integrated modelling approach. *Energy Policy* 39, 7896–7906.

Botto, S, Niccolucci, V, Rugani, B, Nicolardi, V, Bastianoni, S, Gaggi, C, 2011. Towards lower Carbon Footprint patterns of consumption: the case of drinking water in Italy. *Environmental Science and Policy*, 14, 388-395. ISSN: 1462-9011. Doi: 10.1016/j.envsci.2011.01.004.

Commissione Brundtland, 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Scaricabile dal sito: <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>. Ultimo accesso 10 maggio 2017.

Comune di Lizzano in Belvedere, 2009. Dichiarazione Ambientale di Prodotto relativo al servizio di Captazione, Disinfezione e Distribuzione di Acqua da Sorgente ad uso potabile. Numero di Registrazione: S-EP-00038.

Costanza, R, Daly, HE, 1992. Natural Capital and Sustainable Development *Conservation Biology*, 6 (1) 37-46.

Daly, H, 1994. Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. In: Jansson, AM, et al. (Eds.), *Investing in Natural Capital*. Island Press, WA.

Fantin, N, Scalbi, S, Ottaviano, G, Masoni, P, 2014. A method for improving reliability and relevance of LCA reviews: the case of life-cycle greenhouse gas emissions of tap and bottled water. *Science of the total environment*, 476-477, 228-241. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.115.

Ferrarelle s.p.a., 2016. Dichiarazione ambientale di prodotto dell'acqua minerale Ferrarelle. Registration No: S-P-00281. Scaricabile dal sito: <http://environdec.com/en/Detail/epd281>.

Fontes, J, 2014. Handbook for product social impact assessment. Available online at: https://www.dsm.com/content/dam/dsm/cworld/en_US/documents/handbookfor-product-social-impact-assessment.pdf. PRè Sustainability, Amersfoort.

IPCC, 2006. 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IGES, Japan.

International Standard Organisation (ISO), 2013. ISO 14067 Greenhouses gases-carbon footprint of products requirements and guidelines for quantification and communication, (Geneva, 2013).

Niccolucci, V, Botto, S, Rugani, B, Nicolardi, V, Bastianoni, S, Gaggi, C, 2011. The real water consumption behind drinking water: the case of Italy. *Journal of Environmental Management* 92, 2611-2618. ISSN: 0301-4797. Doi: 10.1016/j.jenvman.2011.05.033.

Nestlé Waters Direct, 2015. Dichiarazione Ambientale di Prodotto, Acqua Minerale NESTLÉ VERA (PET), Fonte IN BOSCO, 2015. Scaricabile dal sito: <http://environdec.com/en/Detail/epd745>.

PRé Consultants, 'SimaPro 7.3, LCA software. Amersfoort. The Netherlands', 2012, www.pre.nl/simapro/default. Accessed June 2015

Riccardini, F, De Rosa, D, 2016. How the Nexus of Water/Food/Energy can be Seen with the Perspective of People wellbeing and the Italian BES Framework. *Agric. Agric. Sci. Procedia* 8, 732–740.

San Benedetto s.p.a., 2014. Dichiarazione Ambientale di Prodotto dell'Acqua Minerale Naturale Oligominerale San Benedetto in bottiglie di PET da 0,5 l – 1 l – 1,5 l e 2 l della linea EcoGreen. Registrazione N°: S-P-00536. Scaricabile dal sito: <http://environdec.com/en/Detail/epd536>.

Swiss Centre for Life-Cycle Inventories - Ecoinvent database v2.2 -Dübendorf, Switzerland; <http://www.ecoinvent.org/database/> (Ultimo accesso, 2014)

Università degli Studi di Siena, Ufficio Personale e Segreteria Studenti, 2017. Comunicazione personale.

Life Cycle Inventory del trattamento dei rifiuti speciali non pericolosi di un'azienda polisetoriale della Provincia di Taranto: verso la Organization Environmental Footprint (OEF)

Bruno Notarnicola^{1*}, Giuseppe Tassielli¹, Pietro Alexander Renzulli¹, Francesco Lasigna² Giovanna Leone², Rosa Di Capua¹

¹Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture", Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Via Lago Maggiore angolo Via Ancona - 74121 Taranto, Italia

²Italcave S.p.A, Via per Statte, 6150 - 74123 Taranto, Italia

Email*: bruno.notarnicola@uniba.it

Abstract

Il raggiungimento di un sistema economico circolare richiede l'adozione di strumenti di gestione ambientale capaci di migliorare le prestazioni di prodotti, processi e sistemi per un uso efficiente delle risorse. All'interno delle organizzazioni, l'Organization Environmental Footprint (OEF), basandosi sul concetto del ciclo di vita, rappresenta uno strumento efficace per ridurre gli impatti ambientali connessi alle attività di un sistema produttivo. Il presente lavoro illustra i risultati preliminari dell'applicazione dell'OEF ad un'azienda ad alta diversificazione produttiva del Comune di Taranto, presentando i dati d'inventario di una delle attività svolte dall'azienda, ossia quella di trattamento di Rifiuti Speciali Non Pericolosi (RSNP). Dall'analisi dei dati emerge come i principali flussi di output generati dal sistema derivano principalmente dalla fase di gestione della discarica, considerate le quantità di percolato e di biogas prodotti.

1. Introduzione

Negli ultimi anni l'approccio del ciclo di vita, cosiddetto Life Cycle Thinking si è esteso dal prodotto, al sito di produzione e alle organizzazioni nel loro complesso, fino alla sperimentazione in Unione Europea della metodologia Organization Environmental Footprint, OEF, (Commissione Europea, 2013b). L'obiettivo è quello di tener conto di tutte le attività della catena di approvvigionamento, dall'estrazione delle materie prime fino alla gestione finale dei rifiuti, utilizzando lo strumento della Life Cycle Assessment (LCA). In particolar modo nel settore dei rifiuti, numerosi studi dimostrano che, al fine di quantificare gli impatti ambientali delle tecnologie di smaltimento dei rifiuti e individuare le opzioni di miglioramento per mitigarli, la LCA assume un ruolo fondamentale (Laurent et al., 2014). Nel 2014, il numero delle discariche per RSNP presenti a livello nazionale ammontava a 198 con una gestione di rifiuti pari a circa sei milioni di tonnellate. Rispettivamente il 48% e il 33% di questa quantità è stata smaltita da discariche del Nord e Sud Italia (ISPRA, 2016). Lo scopo generale del progetto di ricerca nel quale si colloca il presente studio è quello di applicare lo strumento OEF alla società Italcave S.p.A., localizzata nel Comune di Taranto, considerando tutte le attività produttive svolte dall'azienda, quali la gestione di una discarica per RSNP, l'attività di estrazione di inerti, la

movimentazione e il deposito rinfuse (stoccaggio temporaneo di prodotti energetici solidi) e l'erogazione di servizi di ricettività turistica, al fine di quantificare gli impatti ambientali associati e proporre opportuni interventi di mitigazione. Il presente studio si focalizza sul sistema di trattamento dei rifiuti speciali non pericolosi.

2. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Questo studio nasce dall'esigenza del gestore della società localizzata nel territorio jonico di evidenziare le fasi critiche del sistema al fine di proporre interventi di riduzione degli impatti ambientali associati all'intero ciclo produttivo. L'obiettivo specifico del presente lavoro è quello di definire in modo chiaro e coerente le prime fasi di applicazione della LCA (ISO, 2006a; ISO, 2006b; JRC, 2010) al sistema di trattamento dei RSNP. Dato che la funzione del sistema oggetto dello studio è il trattamento dei rifiuti al fine del loro smaltimento, si definisce l'unità funzionale come il trattamento di una tonnellata di rifiuto in ingresso all'impianto. I confini del sistema analizzato sono rappresentati dalla linea tratteggiata della figura 2.1 con un approccio dalla "culla alla tomba". Lo studio di LCA considererà gli impatti ambientali a partire dal trasporto da terzi del rifiuto dal luogo di produzione fino all'impianto di trattamento, per poi focalizzarsi sul processo di conferimento in discarica e sulle attività di gestione del sito e degli uffici tecnico-amministrativi, compreso il trattamento in loco o da terzi dei rifiuti prodotti.

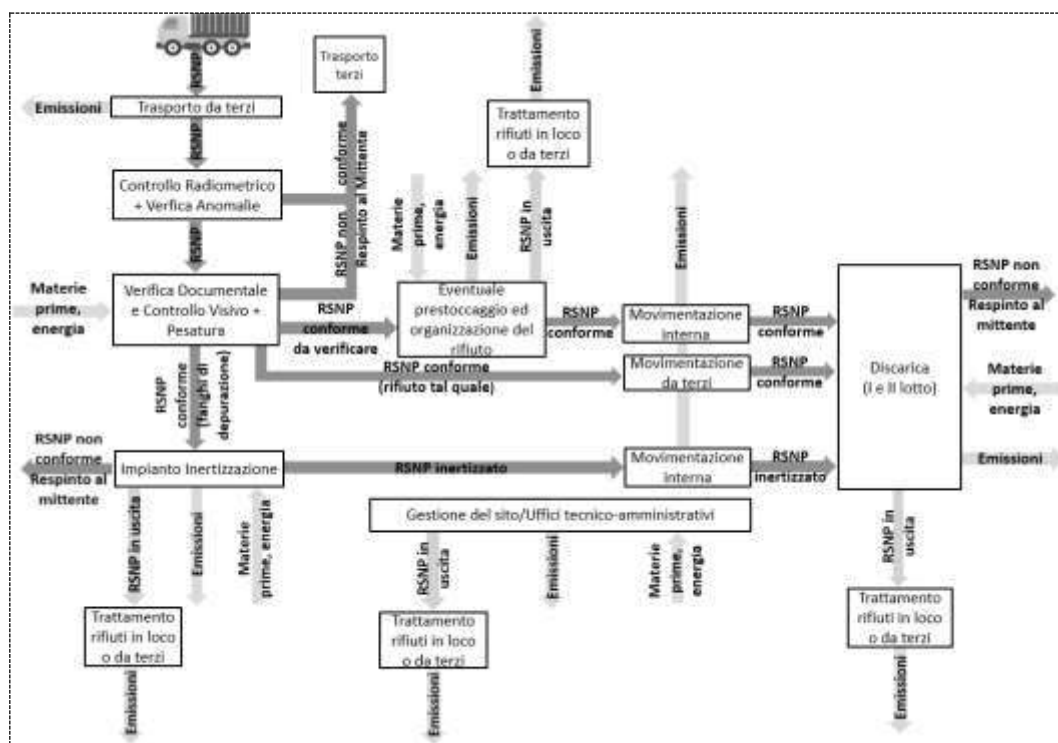


Figura 1: Schema dei principali processi del sistema di trattamento di RSNP.

Il flusso di rifiuti in ingresso all'impianto, dopo aver superato le fasi del controllo radiometrico, verifica documentale, controllo visivo e pesatura, a seconda della

tipologia di rifiuto speciale da smaltire in discarica, può essere destinato a tre percorsi differenti. I fanghi da reflui civili ed industriali, se non conformi per l'ingresso in discarica (tipicamente per elevato contenuto di umidità) sono inviati all'impianto di inertizzazione per il loro trattamento con ossido di calcio. I RSNP tal quali sono smaltiti direttamente in discarica ad opera di mezzi terzi. I rifiuti speciali per i quali è necessario, invece, effettuare le verifiche analitiche di conformità ai criteri di ammissibilità (D.M. 27/09/2010), sia in corrispondenza del primo ricevimento o, al massimo, ogni 2.500 t in ingresso all'azienda, oppure per le c.d. verifiche "random", sono inviati alle celle di prestoccaggio, prima del conferimento in discarica (Italcave, 2016). I rifiuti speciali non conformi ad una delle verifiche di conformità effettuate nelle diverse fasi di trattamento, sono rispediti agli stessi produttori. L'ultima fase del processo è rappresentata dalle attività di post-gestione del sito (ai sensi del D.Lgs. 36/2003) che saranno messe in atto al momento della chiusura della discarica. Per quanto riguarda il problema dell'allocazione, in uscita dal sistema possono esserci dei co-prodotti dalla discarica, come il biogas inviato al recupero energetico, per i quali sarà necessario ricorrere alla ripartizione dei carichi ambientali rispetto al servizio svolto dal sistema, adottando la giusta procedura di allocazione. La valutazione dei risultati della LCA in questo studio terrà conto di due approcci riguardanti l'allocazione degli impatti ambientali. Il primo consiste nell'allocare tutti gli impatti al servizio di trattamento dei rifiuti, mentre il secondo prevede di espandere i confini del sistema al fine di tener conto delle coproduzioni e dei relativi crediti/debiti ambientali. Nell'analisi non si terrà conto degli impatti ambientali derivanti dal trattamento dei rifiuti prodotti in uscita dal sistema da riutilizzare in altri ambiti (es. rifiuti inerti avviati a recupero), mentre si considereranno i trasporti di tali rifiuti dall'impianto al sito di trattamento e recupero terzi. Per ciascun processo rientrante nei confini del sistema dello studio, si sta procedendo con la raccolta dei dati primari e secondari. I dati primari sono forniti direttamente dal committente dello studio e si riferiscono all'anno 2016, mentre i dati secondari provengono prevalentemente da database di LCA (es. Ecoinvent). Particolare attenzione merita il processo di formazione di biogas dal corpo discarica, che porta alla necessità di redigere il bilancio del carbonio in entrata e in uscita dal sistema. Il processo di produzione di biogas da discarica ha origine dai processi di decomposizione anaerobica della sostanza organica dei rifiuti smaltiti in discarica che si verificano in un arco temporale abbastanza lungo di circa 30 anni e che dipendono fortemente dalla composizione merceologica dei rifiuti in entrata. Per una più precisa quantificazione del carbonio in entrata ed una corretta stima del quantitativo di biogas emesso nel lungo periodo, sono stati utilizzati i dati sulla composizione chimica dei principali rifiuti in ingresso all'impianto attraverso i quali è stato possibile stimare i quantitativi di carbonio biogenico (EPA, 2010) e le relative emissioni. Dalle analisi sulla composizione del biogas da discarica emerge come tale gas sia costituito per più dell'80% da metano e anidride carbonica e per la restante parte da altre sostanze, presenti in determinate proporzioni, quali acido cloridrico e solfidrico, ammoniacale, monossido di carbonio, idrogeno, composti organici volatili e altro. Assume quindi fondamentale importanza la quantificazione del biogas da discarica che, se non captato e combusto,

contribuisce ad aumentare il fenomeno dell'effetto serra. Per la stima del biogas non captato, si assume un'emissione media del 25%. Il biogas captato viene in parte bruciato in torce di combustione e in parte inviato a recupero energetico.

3. L'inventario del sistema

La fase di inventario consiste nella raccolta di tutti i dati di input e output di ciascun processo considerato all'interno dei confini del sistema. Nel presente paragrafo, si illustrano i dati di *foreground* raccolti presso l'impianto di smaltimento sopra descritto, che saranno utilizzati per la successiva fase di valutazione degli impatti ambientali. Questi dati comprendono i flussi di input di materia ed energia e i flussi di output di materia, energia ed emissioni correlati al conferimento in discarica di 547.701,48 tonnellate di rifiuti nell'anno 2016.

3.1 I rifiuti in ingresso all'impianto di trattamento e la loro movimentazione interna

Dall'analisi delle classi CER dei rifiuti in entrata, emerge che il 93,3% è rappresentato dai rifiuti prodotti da impianti di trattamento (CER 19) (Tab. 1).

Tabella 1: Classi CER e quantitativi in ingresso all'impianto di trattamento di RSNP (Peso in tonnellate e in % sul totale) – anno 2016.

Classe CER	Peso (t)	Peso (%)
02	656,84	0,12
03	2.158,52	0,39
04	1.200,10	0,22
06	50,91	0,01
07	1.048,22	0,19
10	21.317,43	3,89
15	189,57	0,03
16	1.132,97	0,21
17	8.952,20	1,64
19	510.994,72	93,30
Totale	547.701,48	100,00

All'interno della classe CER 19, le principali sottocategorie di rifiuti conferiti all'impianto sono rappresentate per il 53,65% dagli altri rifiuti prodotti dal trattamento meccanico dei rifiuti (CER 191212) e per il 22,60% dai fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane (CER 190805) (Fig. 1).

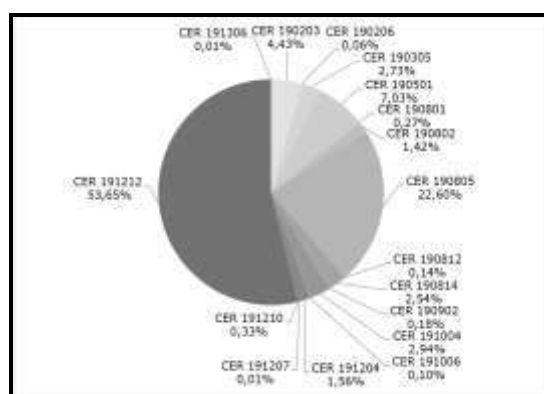


Figura 1: Flusso di Rifiuti in Ingresso Sottocategorie CER 19 (dati in percentuale) – anno 2016.

Per quanto riguarda la provenienza dei rifiuti, il 99,8% proviene da stabilimenti produttivi delle Regioni del sud Italia e solo lo 0,2% da Regioni del centro Italia (Lazio e Marche). La figura 2 mostra come le principali Regioni di provenienza di questi rifiuti sono la Campania e la Puglia. Il maggior flusso di rifiuti speciali proviene dalla Provincia di Bari (21% del totale dei rifiuti in ingresso), a seguire troviamo la Provincia di Napoli (19%) e la Provincia di Salerno (17%).

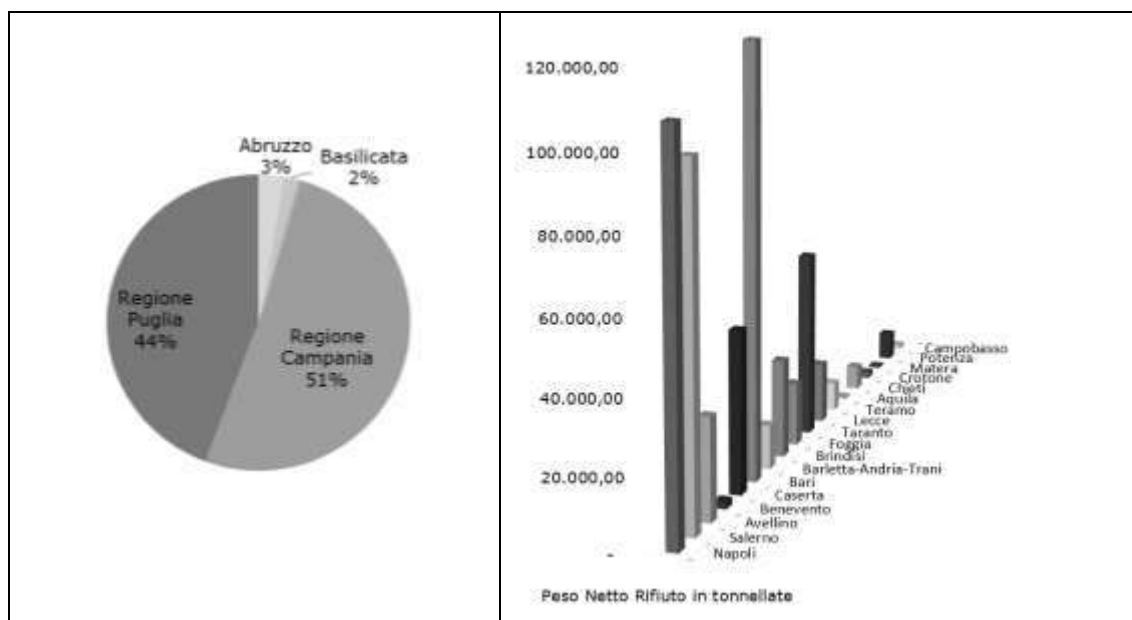


Figura 2: Provenienza dei RSNP in ingresso all'impianto di trattamento dalle diverse Regioni e Province del Sud Italia – anno 2016.

Per una precisa valutazione degli impatti ambientali collegati al trasporto dei rifiuti da terzi, i relativi dati di inventario raccolti, tengono conto del produttore e trasportatore di ciascuna sottocategoria CER di rifiuto, della tipologia di mezzo di trasporto (bilici, semirimorchi con vasche ribaltabili o scarrabili), del peso netto del rifiuto trasportato e delle distanze percorse necessarie per il calcolo delle tonnellate-chilometro. Per tutte le attività connesse alla movimentazione e sistemazione del rifiuto all'interno dell'impianto di trattamento, si conoscono i dati del consumo di gasolio di ciascun mezzo impiegato nell'anno 2016 nei macro-processi di riferimento del sistema analizzato riportati nella tabella 3.2. Il consumo di gasolio nella fase di inertizzazione si riferisce alla movimentazione e sistemazione del rifiuto all'interno del capannone e al suo successivo carico in tramoggia mediante pala gommata. Il consumo di gasolio correlato al conferimento in discarica dei rifiuti (circa il 95% del totale) è da attribuire alla fase di trasporto degli inerti per la ricopertura dei rifiuti, all'utilizzo di nebulizzatori mobili per la riduzione delle emissioni odorigene dalla discarica, alle attività di stesura e compattazione dei rifiuti in discarica ed alle attività di realizzazione argini di contenimento nei bacini in coltivazione ed infine al funzionamento del gruppo elettrogeno nella zona di gestione del percolato. Il trasporto del personale, il funzionamento del gruppo elettrogeno nella zona uffici e l'impiego dei mezzi utilizzati per l'umidificazione delle strade sono responsabili del consumo di diesel nella fase di gestione del sito.

Tabella 2: Consumi di diesel dei mezzi impiegati nell'impianto di trattamento di RSNP suddivisi per processo di riferimento (valori espressi in litri) – anno 2016.

Processo di riferimento	Tipologia Mezzo Impiegato	Funzione	Consumo di diesel (litri)
Inertizzazione	Autocarri	Movimentazione e carico del rifiuto	5.056
	Pala gommata		4.098
Totale Consumo Diesel Inertizzazione			9.154
Discarica	Autocarri	Trasporto inerte	52.198
	Furgoni + Nebulizzatori	Deodorizzazione	13.627
	Compattatori, Escavatori	Sistemazione del rifiuto	219.776
	Pale cingolate e gommate		111.290
	Gruppo elettrogeno	Antincendio/Emergenza	46
Totale Consumo Diesel Discarica			396.937
Gestione del Sito	Autoveicoli	Trasporto del personale	4.360
	Gruppo elettrogeno	Antincendio/Emergenza	234
	Autobotte	Umidificazione strade	6.091
	Innaffiatrice		492
Totale Consumo Diesel Gestione del Sito			11.177
Totale Consumo Diesel			417.268

3.2 Inventario dei macro-processi di riferimento del sistema analizzato

I dati di inventario relativi all'anno 2016 sono aggregati per macro-processo di riferimento (Tab. 3, 4, 5). Il processo di inertizzazione di 6.941,5 tonnellate di fanghi ha portato ad un consumo di 530 tonnellate di ossido di calcio e 1.090 mc di acqua industriale.

Tabella 3: Inventario della fase di inertizzazione dei RSNP – anno 2016.

INPUT		
Materia in ingresso	RSNP (t)	6.941,50
	Acqua industriale (mc)	1.090,00
	Ossido di calcio (t)	530,00
	Acido solforico (L)	5.200,00
	Soda caustica (L)	2.000,00
Carburanti	Diesel (L)	9.154,00
Elettricità/calore	Elettricità (kWh)	n.d.
OUTPUT		
Rifiuti	Polveri filtro a maniche (t)	0,002
	Acqua di spurgo torri di lavaggio (t)	1.146,86
Emissioni	Reflui aeriformi (mc)	20.784.067,80

Le emissioni gassose formatesi all'interno del capannone di inertizzazione sono state poi aspirate e depurate da un impianto di trattamento aeriformi con un consumo di 5.200 litri di acido solforico e 2.000 litri di soda caustica e una produzione di rifiuti quali le polveri del filtro a maniche, auto-smaltite in discarica, e le acque di spurgo delle torri di lavaggio, inviate a trattamento terzi. I 20.784.067,80 mc di reflui aeriformi trattati sono stati scaricati in atmosfera dal camino di scarico dell'impianto. Per l'ordinaria realizzazione in corso d'opera dei bacini di discarica in fase di coltivazione nell'anno 2016, sono state utilizzate come materie prime argilla, manto bentonitico, telo HDPE, tessuto non tessuto TNT e materiale inerte (sabbia) per la protezione e il drenaggio. In questa fase, c'è stato il consumo di circa 14.000 litri di prodotto deodorizzante e di 711.471 kWh di energia elettrica. La discarica ha prodotto 46.663,04 tonnellate di

percolato, stoccato in appositi silos per essere poi inviato a smaltimento presso terzi. Nel corso dell'anno, sono stati captati 15.291.116,51 mc di biogas che, in parte, hanno consentito la produzione di circa 7.000 MWh di energia elettrica, immessa nella Rete Nazionale.

Tabella 4: Inventario della fase di smaltimento in discarica dei RSNP – anno 2016.

INPUT		
Materia in ingresso	RSNP (t)	547.701,48
	Argilla (t)	94.950,00
	Manto bentonitico (m ²)	25.017,00
	Telo HDPE (m ²)	50.442,00
	Tessuto non tessuto TNT (m ²)	56.490,00
	Materiali inerti (t)	253.425,00
	Prodotto deodorizzante (L)	14.000,00
Carburanti	Diesel (L)	396.937,00
Elettricità/calore	Elettricità (kWh)	711.471,00
OUTPUT		
Rifiuti	Percolato (t)	46.663,04
Emissioni	Biogas captato (mc)	15.291.116,51

I servizi a supporto delle attività di trattamento dei rifiuti hanno prelevato 13.896 mc di acqua dalla falda e consumato circa 106.530,85 kWh di energia elettrica.

Tabella 5: Inventario della gestione del sito e degli uffici tecnico-amministrativi – anno 2016.

INPUT		
Materia in ingresso	RSNP (t)	547.701,48
	Acqua di falda (mc)	13.896,00
	Acqua potabile uffici (mc)	280,00
	Totale acqua piovuta (mc)	17.174,90
Carburanti	Diesel (L)	11.177,00
Elettricità/calore	Elettricità (kWh)	106.530,85
OUTPUT		
Rifiuti	Acque prima pioggia (t)	3.174,90
	Soluzioni acquose da separ-oil (t)	10,50
	Fanghi da tratt. acque meteoriche (t)	157,41
	Fanghi da lavaggio pneumatici (t)	60,00
	Fanghi da WC chimici (t)	2,30
	Rifiuti organici Uffici (t)	0,26
	Rifiuti inorganici Uffici (t)	0,49
	Imballaggi carta, cartone, plastica (t)	0,76
	GAC esausto (t)	0,09
	RSP Ipoclorito di calcio (t)	0,03
	Miscele bituminose (t)	1.804,11
	Rifiuti costruzione e demolizione (t)	263,97

Il consumo di acqua potabile negli uffici è stato pari a circa 280 mc. Il totale di acqua meteorica gestita nell'anno 2016 è risultata pari a 17.174,9 mc, di cui 3.174,9 mc come acqua di prima pioggia inviata a smaltimento terzi, mentre circa 11.550 mc come acque di seconda pioggia e circa 2.500 mc come acqua meteorica raccolta sulla pista perimetrale della discarica; queste ultime, insieme alle acque di seconda pioggia, dopo trattamento, sono state riutilizzate come acqua per irrigazione del verde ed umidificazione delle strade interne al sito. La produzione dei rifiuti derivanti dagli uffici, dalla gestione delle acque meteoriche,

dal lavaggio pneumatici degli automezzi in uscita dall'impianto e dalla gestione del percolato non risulta rilevante ai fini dello studio. Importante, invece, risulta il quantitativo di rifiuti delle attività di manutenzione straordinaria del sito nell'anno di riferimento (essenzialmente RSNP da Costruzione & Demolizione autoprodotti dall'attività di manutenzione straordinaria).

4. Conclusioni

Dall'analisi dei primi dati raccolti presso l'impianto di smaltimento rifiuti emerge come i principali flussi di output del sistema siano generati dalla fase di gestione della discarica. Oltre ad un'attenta analisi dei trasporti e dei consumi energetici, lo studio di LCA dedicherà particolare attenzione alla valutazione degli impatti ambientali associati alla produzione del percolato di discarica e di biogas, soprattutto per i loro effetti nel lungo termine. Si dovranno valutare, inoltre, le emissioni in aria dell'impianto di trattamento aeriformi della fase di inertizzazione dei rifiuti. Per una più precisa individuazione delle fasi critiche del sistema, si analizzeranno nel dettaglio i diversi sottoprocessi delle tre macro-fasi analizzate. Così come per il sistema di trattamento dei rifiuti, si passerà alla misurazione delle prestazioni ambientali delle altre attività aziendali, tracciando il profilo ambientale dell'organizzazione e proponendo soluzioni di miglioramento.

Bibliografia

Commissione Europea, 2013b. Annex III - Organisational Environmental Footprint (OEF) Guide to the COMMISSION RECOMMENDATION on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations.

EPA, 2010. Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal, Wastewater Treatment, Ethanol Fermentation. Draft Report. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, DC 20460.

ISO, 2006 (a). UNI EN ISO 14040:2006. "Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento".

ISO, 2006 (b). UNI EN ISO 14044:2006. "Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Requisiti e linee guida".

ISPRA, 2016. Rapporto Rifiuti Speciali, Edizione 2016. Rapporto n. 246/2016.

Italcave, 2016. Rapporto Tecnico Annuale, Periodo Attività: Gennaio '15-Dicembre '15.

JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union. First edition March 2010.

Laurent, A, Bakas, I, Clavreul, J, Bernstad, A, Niero, M, Gentil, E, Hauschild, MZ, Christensen, TH, 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. Waste Management 34, 573–588.

Water Footprint analysis (ISO 14046) of organic Chianti wine production in Tuscany, Italy

Tommaso Pacetti^{1*}, Giulio Castelli², Laura Zanchi³

¹Department of Civil and Environmental Engineering - DICEA, University of Florence

²Department of Agricultural, Food and Forestry Systems - GESAAF, University of Florence

³Department of Industrial Engineering – DIEF, University of Florence

Email*: tommaso.pacetti@unifi.it

Abstract

Water Footprint (WF) allows the evaluation of the impacts of human activities in terms of water use and impacts on hydrosphere. The present studies analyse the WF of two organic wine producers in Tuscany (Italy), located in Chianti wine production zone, using ISO 14046 methodology based on LCA procedure. Results show a WF of 2.0 and 1.9 litres of water per litre of wine for Producer 1 and Producer 2 respectively. Impacts on acidification, eutrophication and ecotoxicity were also calculated. The analysis allowed identifying the water consumption sharings for each of the agricultural and cellar activities. Influence evaluation demonstrated that the number of treatments applied and the type of plant treatment adopted significantly determinate the organic wine production impacts. The results of the analysis represent a benchmark for future investigations on organic and non-organic wine production impacts.

1. Introduction

Water is a limited resource. Population growth, increasing water consumption and climate change have posed new, unsolved, challenges for water management at global and local scales. Thus, global economic systems need to be renewed to be more efficient in the use of water resources and to reduce negative impacts on the environment (Alessi and Bologna, 2015; Fang et al., 2015). The concept of Virtual Water, introduced by Allan (1993) as the content of water embodied in a product, aims at mapping and understanding the fluxes and consumption of water behind global economy and trade. In this regard, the Water Footprint (WF) has been proposed as an indicator of the consumptive water use for the production of a good or a service (Hoekstra and Chapagain, 2007). The WF is a multidimensional indicator of water use that needs to be defined in time and space. In its first formulation, defined as the Water Footprint Assessment (WFA) methodology (Hoekstra and Chapagain, 2007), it includes three components: green water, that is the rainwater stored in the soil and thus available to plants; blue water, that represents surface or ground water volumes; gray water, which represents the water polluted during the production process. Overall, the purpose of WF is to investigate the link between the direct and indirect consumption of water and the impacts on the local water system, allowing to identify the main problems and, therefore, to operate an efficient resource management (Hoekstra et al 2011).

The use of footprint indicators, and in particular of WF, can lead to a more sustainable water management. Revealing hidden costs and impacts of

production of goods and services (Hoekstra and Chapagain, 2007), triggering compensation measures of unbalanced water consumption (Ravi Shankar and Jayasri, 2015), sensitizing and contributing to a better transparency to consumers (Alessi and Bologna, 2015) could be some of the most important results.

Food production represents the most impacting sector in terms of fresh water consumption (FAO, 1996), and wine stands out as one of the most relevant production for sustainability assessment, due to its economic relevance and distribution on world markets (Bonamente et al., 2016). Multiple methodologies were applied to evaluate WF of wine production considering freshwater consumption and impacts on freshwater resources (Bonamente et al., 2016; Herath et al., 2013; Lamastra et al., 2014; Quinteiro et al., 2014).

This paper analyses the WF of organic wine production in the water scarce area of Chianti (Tuscany region, Italy) by using the brand new ISO 14046 (2014), based on LCA methodology (ISO 14044, 2006). Besides the freshwater consumption and impacts, the methodology allowed evaluating a wider range of environmental impacts on water ecosystem. Despite some challenges and criticisms stemmed from the methodology application (Hoekstra, 2016), the LCA framework and the related ISO standards could provide widespread diffusion in the world markets. The analysis is also intended as a benchmark of environmental impacts of organic wine production to inform the current debate on organic agriculture.

2. Materials and methods

In this study, WF assessment has been carried out following the ISO 14046 (ISO 14046, 2014) that reflects the conceptual structure of the Life Cycle Assessment (ISO 14044, 2006): goal and scope, inventory analysis, impacts assessment, interpretation.

The scope of the study is to analyze the WF of the wine production developed by two small size commercial farms (vineyard smaller than 30 ha) within the Chianti area; more information are reported in Figure 1.

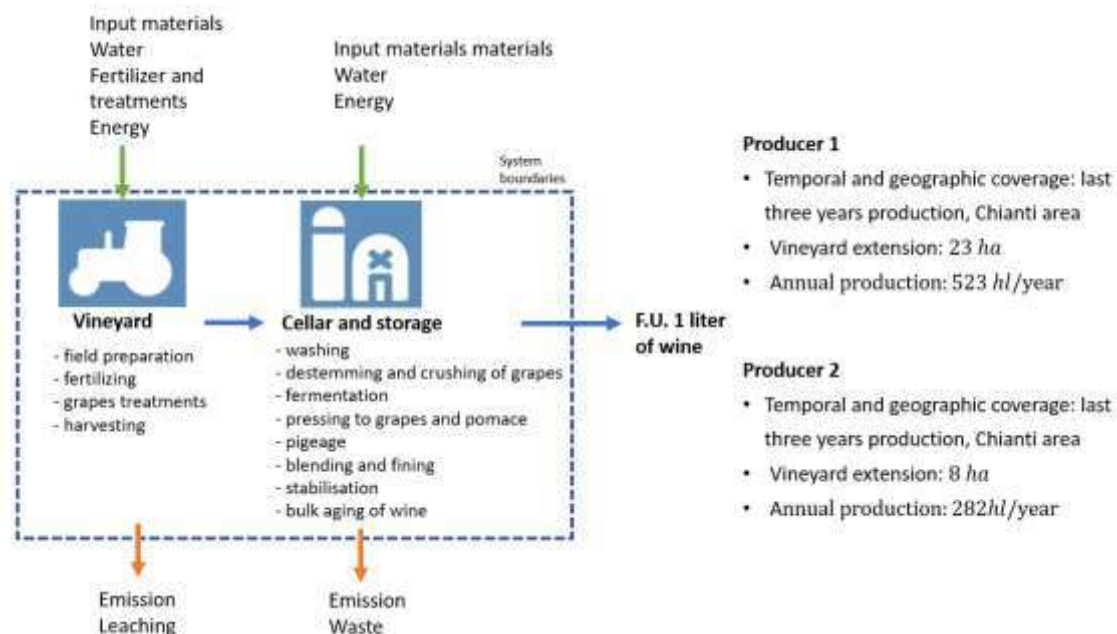


Figure 1: System boundaries.

The analysis focuses on the two main stages of the life cycle: agricultural operations and cellar operation up to bottling.

The agricultural stage comprehends all the operations that are related to the field preparation (e.g. shredding), the fertilizers and other treatment application and harvesting procedures. The cellar stage is made of all the processing techniques of grapes and comprehends the storage of wine.

For each stage a detailed data collection campaign was carried out through questionnaires and on site surveys. All the fluxes of material and energy of the considered system were referred to the functional unit of 1 liter of red wine. For the agricultural phase, data regarding the use of water, energy, fertilizers and other treatments have been converted to the functional unit according to the specific yield of the two farms (Table 1). The use of fertilizer and other treatments was modelled considering the chemical composition of each product and using the related Ecoinvent process.

The part of the applied fertilizer passes to the soil through leaching is calculated according to Franke et al (2013) while the impacts related to fertilizer transport were calculated assuming a distance of 100 km from the supplier.

The production and supply of bottles is outsourced and has been considered outside of the scope of the study while the water used for washing has been considered within the cellar consumptions.

Table 1: Inventory summary.

		Producer				Producer	
		1	2			1	2
Agricultural stage	Field preparation			destemming and crushing			
	diesel [kg/ha]	245	42	electricity [kWh/year]	190	x	
	Fertilizing			water [m3/year]	17.7	20.1	
	diesel [kg/ha]	70	10	fermentation			
	fertilizer [kg/ha]*	1409	x	electricity [kWh/year]	1780	318	
	Grapes treatments			water [m3/year]	30.6	20.1	
	diesel [kg/ha]	310	210	pressing to grapes and pomace			
	treatments [kg/ha]*	115	206	electricity [kWh/year]	323	x	
	water [m3/ha]	2.1	4.5	water [m3/year]	11.8	9.1	
	harvesting			blending and fining			
Cellar stage	diesel [kg/ha]	10	8	electricity [kWh/year]	x	52.5	
				water [m3/year]	16.1	9.6	
				washing			
				electricity [kWh/year]	x	x	
				water [m3/year]	36	21.6	
				Filtration			
				electricity [kWh/year]	121	35.3	
				water [m3/year]	51	0	
				Storage			
				electricity [kWh/year]	x	x	
			water [m3/year]	16.1	10.6		

*average of the last 3 years

*average of the last 3 years

According to the ISO 14046 methodology only blue and gray water footprint have been considered, as the present cultivation of grapes is not associated to any change in evapotranspiration pattern (thus green water) that may affect the water balance. Blue water and grey water were defined as a set of LCA impact categories. The selection of impact categories considered for WF represents a challenging issue since many methods exist and further experience is needed in order to identify the proper ones. In this study the blue water, which results in an assessment of Water Scarcity Footprint (WSF), is evaluated as the impacts on the availability of water resources (expressed as cubic meters) according to the method proposed by Pfister et al. (2009). The method is based on regionalised characterization factors that are the Water Stress Indexes (WSI) calculated as weighted averages based on the freshwater withdrawal by country data. Both foreground and background water flows have been regionalised according to the values of WSI for Italy. The grey water is evaluated by means of a set of indicators from the method Recipe 2008 (Goedkoop et al., 2009) to take into account the water degradation: freshwater eutrophication, marine eutrophication, terrestrial ecotoxicity, freshwater ecotoxicity, marine ecotoxicity (Figure 2).

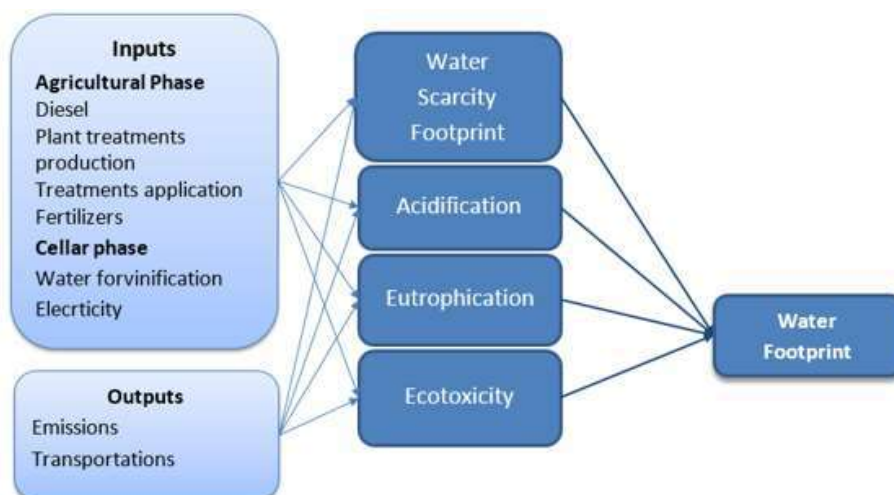


Figure 2: Impact assessment scheme.

3. Results

Water scarcity results show that the overall WF of the two producers is similar and equal to around 2 litres of water for 1 litre of wine produced. Differences can be found in the agricultural stage due to the number of plant treatments per year that mainly affect the diesel consumption. Differences in the consumption amounts during the production stage are also found: while for producer 1 the cellar stage is around 61% of the total WSF, cellar stage of producer 2 has a share of 73%. This is due to the different organization and size of the two cellars (Figure 3).

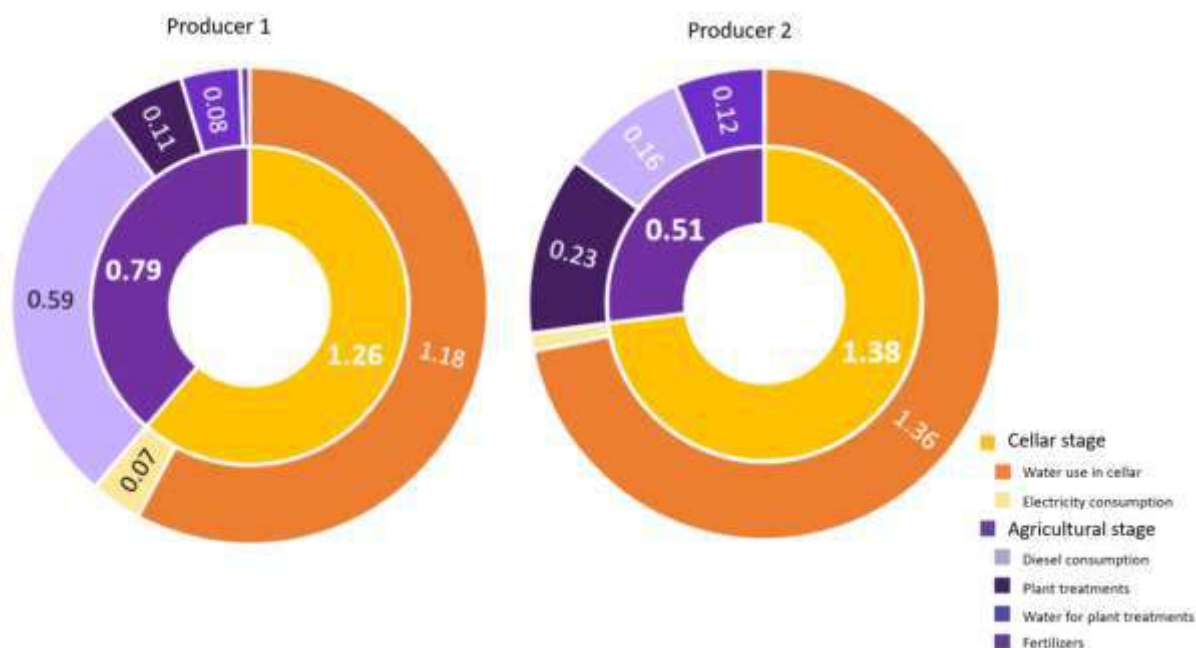


Figure 3: Water Scarcity Footprint for the two producers analysed.

The analysis of performances of the two producers in terms of gray WF gives significant insights on the impacts related to the agricultural stage and reflects what already shown by the WSF results. In absolute terms, all the indicators have the same order of magnitude but Producer 1 has a bigger fraction of the impacts related to the diesel consumption and the fertilizers application. Producer 2 has no impacts related to fertilization because of its specific agricultural practice that avoid the use of any synthetic fertilizers but show a bigger share of impacts related to the plant treatments (Table 2).

Table 2: Gray water footprint impacts for the two producers analysed.

	Producer 1					Producer 2				
	Agricultural stage									
	Freshwater eutrophication [g P eq]	Marine eutrophication [g N eq]	Terrestrial ecotoxicity [g 1,4-DB eq]	Freshwater ecotoxicity [g 1,4-DB eq]	Marine ecotoxicity [g 1,4-DB eq]	Freshwater eutrophication [g P eq]	Marine eutrophication [g N eq]	Terrestrial ecotoxicity [g 1,4-DB eq]	Freshwater ecotoxicity [g 1,4-DB eq]	Marine ecotoxicity [g 1,4-DB eq]
Diesel	0.0164	0.1249	0.1061	1.0482	927.2	0.0045	0.0345	0.0293	0.2898	256.4
Plant treatments production	0.0845	0.0506	0.259	3.0629	3715.8	0.2096	0.1221	0.6369	7.4264	9172
Treatments application	0.000006	0.000003	0	0.0016	0.6	0.000008	0.000004	0	0.0022	0.9
Fertilizers	0.3236	0.7757	0.0253	0.0599	49	0	0	0	0	0
	Cellar									
Cellar water consumption	0.0007	0.0081	0.0005	0.0241	23.4	0.0008	0.0093	0.0006	0.0278	26.9
Electrical consumption	0.0052	0.1844	0.0116	0.875	359.7	0.0017	0.0591	0.0037	0.2806	115.4
IMPACT	0.4304	1.1437	0.4026	5.0717	5075.7	0.2166	0.2251	0.6705	8.0269	9571.5

4. Discussion and Conclusions

This paper presented the Water Footprint assessment of two organic wine productions in Tuscany (Italy), located in the Chianti production zone. One of the main worth of this work is the companies involvement during the data collection and results interpretation. Indeed, besides an overall awareness upon water consumption during cellar activities, mainly related to economic consideration and subjective sensibility, there is a need of improving awareness concerning the impact on water resource from a wider perspective. Overall companies appeared more confident with other environmental issues, and related certification, such as conditions for organic production and green house gasses emissions.

Results show a WSF of 2.0 litres of water for litre of wine for Producer 1 and 1.9 litres of water for litre of wine for Producer 2. Overall, WF results from this studies are in line with other studies adopting ISO 14046 methodology (Quinteiro et al., 2014) and with the values of Blue Water extrapolated by studies adopting different methodologies (Bonamente et al., 2016). However, a numerical comparison with figures from previous studies is quite difficult due to differences in terms of methodology settings and case studies peculiarities.

The main difference with studies adopting the WFA methodology (Hoekstra and Chapagain, 2007) is given by the neglect of the volume of green water in the water scarcity footprint evaluation. In our view, ISO methodology allowed a better analysis of the actual water consumptions related to the production activity. Considering green water, when the implementation of the cultivation does not generate a change on evapotranspiration and thus on local hydrology, leads to a WF value heavily biased by a contribution on which the producer has no possibilities of interventions. On the other hand, WFA methodology will allow a better understanding of water embodied in the product, leading to a most relevant information with regards to virtual water trades. The analysis of LCA impacts on acidification, eutrophication and ecotoxicity showed that the number of treatments applied with a tractor and the type of plant treatment adopted can significantly determinate organic wine production impacts. However, the heterogeneous panorama of applied categories for the grey water quantification still hinders WF results comparison.

As for the case studies peculiarities, the results comparison and interpretation is limited by the fact that previous works specifically tailored to WF of organic wine are still not available in literature, to the best knowledge of the authors. For this reason, the present analysis could be utilised as a benchmark for future analysis on organic wine production. In this regard, one of the most interesting research directions could be the analysis of the relationship between WF – blue and grey – and activities developed within the framework of organic production. Considering all the issues related to the impacts related to the use of pesticides and other chemical components, WF analysis would improve the understanding of the effective benefit that organic practices could provide in comparison to the conventional production.

5. References

- Alessi, E, Bologna, G, 2015. Water Resources in the Anthropocene Age: A Planetary Urgency, in: Antonelli, M., Greco, F. (Eds.), *The Water We Eat: Combining Virtual Water and Water Footprints*. Springer International Publishing, Cham, pp. 51–59. doi:10.1007/978-3-319-16393-2_4
- Allan, JA, 1993. Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible, in: ODA, *Priorities for Water Resources Allocation and Management*. ODA, London, pp. 13–26.
- Bonamente, E, Scrucca, F, Rinaldi, S, Merico, MC, Asdrubali, F, Lamastra, L, 2016. Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment. *Sci. Total Environ.* 560–561, 274–283. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.026
- Fang, K, Heijungs, R, Duan, Z, De Snoo, GR, 2015. The environmental sustainability of nations: Benchmarking the carbon, water and land footprints against allocated planetary boundaries. *Sustain.* 7, 11285–11305. doi:10.3390/su70811285
- Franke, N, Hoekstra, AY, & Boyacioglu, H, 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines.
- FAO, 1996. *Introduction to Agricultural Water Pollution*. Food and Agriculture Organization of United Nations. Rome.

Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbregts, MAJ, De Schryver, A, Struijs, J and 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, retrieved from: icia-recipe.net/.

Herath, I, Green, S, Horne, D, Singh, R, McLaren, S, Clothier, B, 2013. Water footprinting of agricultural products: Evaluation of different protocols using a case study of New Zealand wine. *J. Clean. Prod.* 44, 159–167. doi:10.1016/j.jclepro.2013.01.008

Hoekstra, AY, 2016. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. *Ecol. Indic.* 66, 564–573. doi:10.1016/j.ecolind.2016.02.026

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, 2007. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resour. Manag.* 21, 35–48. doi:10.1007/s11269-006-9039-x

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Aldaya, MM, Mekonnen, MM, 2011. The Water Footprint Assessment Manual. Febrero 2011. doi:978-1-84971-279-8.

ISO 14044, 2006. ISO 14044 - Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

ISO 14046, 2014. ISO 14046 - Environmental Management – Water Footprint – Principles, Requirements and Guidelines.

Lamastra, L, Suci, NA, Novelli, E, Trevisan, M, 2014. A new approach to assessing the water footprint of wine: An Italian case study. *Sci. Total Environ.* 490, 748–756. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.05.063

Pfister, S, Koehler, A and Hellweg, S., 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *In: Environ. Sci. Technol.*, **43**(11), pp. 4098–4104

Quinteiro, P, Dias, AC, Pina, L, Neto, B, Ridoutt, BG, Arroja, L, 2014. Addressing the freshwater use of a Portuguese wine ('vinho verde') using different LCA methods. *J. Clean. Prod.* 68, 46–55. doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.017

Ravi Shankar, S, Jayasri, ASV, 2015. The need for Virtual Water Credits and Trading System. *Water Sci. Technol. Water Supply* 15, 933 LP-939.

Technological breakthrough for energy efficiency in dyes production: bio-synthetic pathway versus chemical process

Maria Laura Parisi, Rebecca Pogni, Riccardo Basosi*

Department of Biotechnologies, Chemistry and Pharmacy, University of Siena

Email*: riccardo.basosi@unisi.it

Abstract

The industry of dyestuff responds to coloring needs of a wide range of end-use industries, ranging from textile up to construction. In this context research and development activities focused on new technological solutions for low-impact dye synthesis and streamlining manufacturing operations are strategies to be adopted to improve energy efficiency in this sector. Bio-synthetic pathway for dyestuff production represents a high-tech approach that exploits the ability and efficiency of enzymes to catalyse the formation of new dyes. In this study we present the preliminary results of the cradle-to-gate life cycle analysis performed on the bio-synthetic production of dyestuff to highlight the potential energy and environmental benefits achievable through the substitution of classical chemical process with enzymatic ones.

1. Introduction

The traditional colour industry was an important activity in Europe until the end of 20th century. This sector suffers now displacement to the developing countries due to increasing production-related environmental costs as well as high labour costs in Europe. Today Asia-Pacific represents the largest regional market for dyestuff production worldwide, followed by the US, while the textile industry is the main end user for dyes application (Freedonia Group, 2015). After a brief decline in volume and values due to the economic downturn, nowadays the global market for dyes, pigments and intermediates is forecast to outreach 10 million tons by the year 2019 for a market demand of about \$19.5 billions. This production trend, connected with resources and energy consumption, environmental effects and toxicity issues represents a question for the dyestuff industry.

Azoic dyes are the largest group of dyes, both in terms of tonnage production as well as the number of different structures. Unfortunately, oral acute toxicity of 4461 dyes has been measured by the lethal dose 50% and, in particular, azo and cationic dyes are the most toxics and mutagenics (Schneider et al., 2004).

Traditionally dye synthesis pathways are non worker-friendly and non environmental sustainable processes. When raw materials are imported from the far East (India, China, Indonesia), their production increases the worldwide global pollution because of unacceptable working conditions. Therefore, synthetic dyes industries have increased their interests to improve the environmental profile of their production processes and products due to (COM, 2001; EC Directive 61, 2002; EC Directive 1, 2008; EC Directive 98, 2008):

- new European regulation to establish non-toxic products (EC Regulation 1907, 2006);
- more stringent environmental regulations, especially in terms of wastewater discharges and CO₂ emissions;
- interest and growing of consumers demand for non-toxic and environmentally friendly products;
- increasing use of eco-labels and certifications in response to the demands and interests of consumers;
- evaluation of the production costs in the long-term perspective (energy, chemicals, water);
- gradual restriction of health and safety standards for workers.

At the moment, the use of available alternatives, like natural and low-impact dyes, is limited because of the employment of large amounts of water and natural resources and the requirement of very expensive processes for their applicability in the textile industry (Yusuf et al, 2017). Therefore, the growing demand for new eco-friendly processes with alternative biocatalysts prompt researchers and technicians to develop safe syntheses in the traditional chemical industry.

Use of biocatalytic processes often allows to improve the selectivity of a reaction with a reduction of downstream processes, so decreasing the material and energy waste required for product refinement steps. The main advantages are represented by the possibility to use mild reaction conditions (i.e. pH and temperature) and fewer steps than those needed in conventional chemical processes. Actually various traditional chemical processes are being substituted by cleaner biocatalytic alternatives, as in the case of fine chemicals production. Alternatives are particularly required for oxidation processes, that currently use inorganic or organic oxidants. Thus, use of alternative oxidants such as molecular oxygen and enzymes are currently under study as biotechnological advancement. In particular, in nature, laccases from different sources are able to catalyze oxidation of various phenolic and aromatic compounds to new products that may be used as dyes for textile application (Enaud et al., 2010). Accordingly, their potential application as eco-friendly biocatalysts has been proved from several studies about bioprocesses (Eggert et al., 1995; Forte et al., 2010, Pogni et al., 2010).

The goal of eco-friendly chemical processes is to improve the traditional industrial production as the key factor to meeting sustainability. In order to reach this goal, the assessment of the potential contribution of different processes to environmental impact issues is necessary in a life cycle perspective.

Life cycle assessment (LCA) is a support methodology able to highlight the environmental burdens of industrial processes commonly used (Mikolasch and Schauer, 2009; Steinberger et al., 2009; Yuan et al., 2013) and new technological solutions in order to reach and promote eco-innovation and eco-efficiency in the textile sector (Nieminen et al., 2006). In this study, LCA has

been used for the evaluation of the environmental burdens associated to an innovative dyes biosynthesis compared to traditional chemical processes.

2. Materials and methods

The synthesis of a bio-dye has been investigated to verify the possibility to obtain new dyestuff by laccases for the textile industry. In this context, authors have already acquired an in-depth expertise on the laccase-mediated synthesis during the SOPHIED project (FP6-NMP2-CT-2004-505899). In particular, the primary data used in this study are based on the synthesis of a blue acid dye that has been performed dissolving chemical precursors (3-Methyl-2-benzothiazolinone hydrazine and 4-amino-5-idrossinaftalen-2,7-disulfonic acid) in sodium acetate buffer at pH 5 and at the temperature of 35°C. The precursors initial concentration has been defined at 5 g/L and their molar ratio has been defined 1:1. Then the precursor solutions has been circulated through four cartridges filled with 2 L of immobilized laccase from *Coriolopsis Polyzona*. The synthesis of the acid biodye has been performed through the bio-reactor set-up described in a recent paper by the authors (Parisi et al., 2015) at a semi-industrial scale with an estimated production capacity of 3 tons of biodye for 60 days of operation.

The traditional chemical production of dyestuff with similar chromophoric unit was modelled based on primary data at industrial scale supplied by a Turkish dyestuff manufacturing Company (SETAS Kimya Group). In particular the classical synthesis of an azo dye was investigated: this is a two-step reaction that takes place through the formation of a diazo compound, obtained transforming the para-nitro aniline into a diazonium salt with sodium nitrite under acidic conditions, and a coupling reaction accomplished by adding N-cyanoethyl-N-cyano ethyl ether aniline to the diazo compound in the acidic medium.

In the classical synthetic sequence, the formation of reactive intermediates (diazo compound, corrosive and unstable) requires the use of acid compounds, that makes this reaction step highly toxic, and the addition of huge quantity of ice to control the temperature. The coupling reaction step takes place through the formation of a reaction mixture that is corrosive, toxic and potentially explosive, thus there is a need for a very precise control of the mixture temperature to prevent any risk of explosion. Furthermore lots of additional toxic by-products are formed that persist in the reaction medium during the synthetic process and are present in the final product as residues contributing to the toxicity of the dyestuff. These by-products heavily pollute the output flows (effluents and air emissions) that require complex treatment processes.

On the other hand in the enzymatic synthesis process the ingredients mixing takes place at room temperature, no highly toxic and non volatile precursor are employed and the reaction mixture is non-corrosive and stable. The actual bio-reaction takes place at 30°C with no danger of explosion and, very importantly, without the formation of toxic by-products thanks to the catalytic action of

enzymes. Thus process effluents are relatively easy to treat and in principle reusable.

The last step of both the manufacturing process concerns the concentration of the dyestuff. In the case of traditional synthesis of a powder dyestuff, concentration is realized through spray drying and blending operations in order to homogenize the final product. For the enzymatic synthesis, the concentration step has been modeled according to a protocol set-up developed to produce liquid dyestuff through a reverse osmosis operation. Thus, in order to evaluate the benefit associated to the reverse osmosis in the dyestuff manufacturing process, this technological solution has been included in a scenario for the production of liquid dyestuff via traditional chemical method.

The goal of this study was the evaluation of the environmental burdens associated to an innovative bio-synthetic process for the production of dyestuff compared to traditional chemical processes. The analysis has been performed with a cradle-to-gate approach starting from the precursors and chemicals acquisition and ending with the manufacturing of the final product for three dyestuff: the traditional dye in powder, the traditional dye in liquid formulation and the bio-dye. The functional unit used is the quantity of dyestuff necessary to dye 1 kg of wollen textile showing the same colouring characteristics. All calculations were performed with the SimaPro software version 7.3.3 (Prè Consultants, 2012) and the Ecoinvent Database version 2.1 (Ecoinvent Centre, 2011) was employed for secondary data.

In order to highlight the advantages achievable via the enzymatic process in terms of energy efficiency gain, we employed the Cumulative Energy Demand (CED) Method (Frischknecht et al., 2007). Thus results are expressed by means of an energetic indicator that quantifies the whole energy requirement during the life cycle of a product. It is expressed in equivalent of MJ of primary energy and it sums up both direct energy (like electricity, thermal energy, etc.) and indirect energy contributions (embodied energy of materials).

At this stage of the study, to further investigate the benefits obtainable by the proposed synthetic approach, some preliminary results concerning water consumption and CO₂ emissions are discussed. For the latter the Global Warming Potential (GWP) Method (IPCC, 2007) developed by the International Panel of Climate Change (IPCC) was employed.

3. Results and discussion

The energy-profiles of the chemical and bio-synthesized dyestuff are depicted in Figure 1. From the inspection of the histograms, it is evident that liquid dyestuff show a better performing energy-profile. Such a formulation, in fact, takes advantage from the fact that no filtration and drying operations are required, thus consuming almost 20 kWh of direct energy per kg of product less than the powder dyestuff manufacturing process. But the most significant difference between the powder and liquid traditional dye profiles is largely due to the embodied energy of raw materials consumed during the processes.

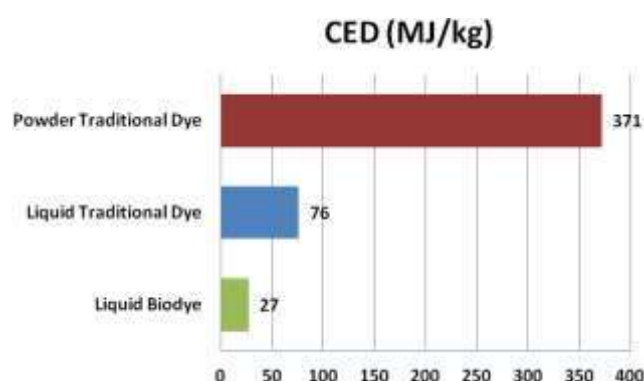


Figure 1: CED indicator values of dye quantities necessary to dye 1 kg of woollen textile.

Figure 2 shows that, given the specific CED value for a process, the raw materials contribution patterns to the indicator are very similar: para-nitro aniline and chloridric acid give the larger impact to the indicator. But in the traditional powder dyestuff case dispersing agents are required to homogenize the final product and these are particularly energy intensive materials. Moreover liquid dyestuff produced via reverse osmosis technique are characterized by a water consumption reduction of about 75% compared to traditional powder dye manufacturing. In fact, after the coupling reaction step of traditional process, filtration and following water re-dissolution stages are required for purification purposes and these are responsible for a huge consumption of fresh water in the production of powders.

The bio-transformation via immobilized laccases allows to synthesize dyestuff at mild temperatures and with reduced quantities of other chemicals and, very importantly, avoiding by-products in the output solution. As showed in Figure 2, the employment of this biotechnology leads to important positive gains in terms of primary energy required for the manufacturing of 1 kg of dyestuff. This advantage is represented by an almost 65% reduction of CED indicator value for liquid biodye with respect to liquid traditional dye. The most significant difference is given by the raw materials employed for the two processes that are characterized by much diverse embodied energy values accounting for almost 50 MJ of primary energy.

Observing the direct and indirect energy contribution analysis for the liquid biodye reported in Figure 2, it can be seen that the larger impact to the embodied energy of raw materials is given by the precursor. This is stoichiometrically consumed during the enzymatic dyestuff synthesis thanks to the continuous process set-up without environmental implications for effluents treatment process.

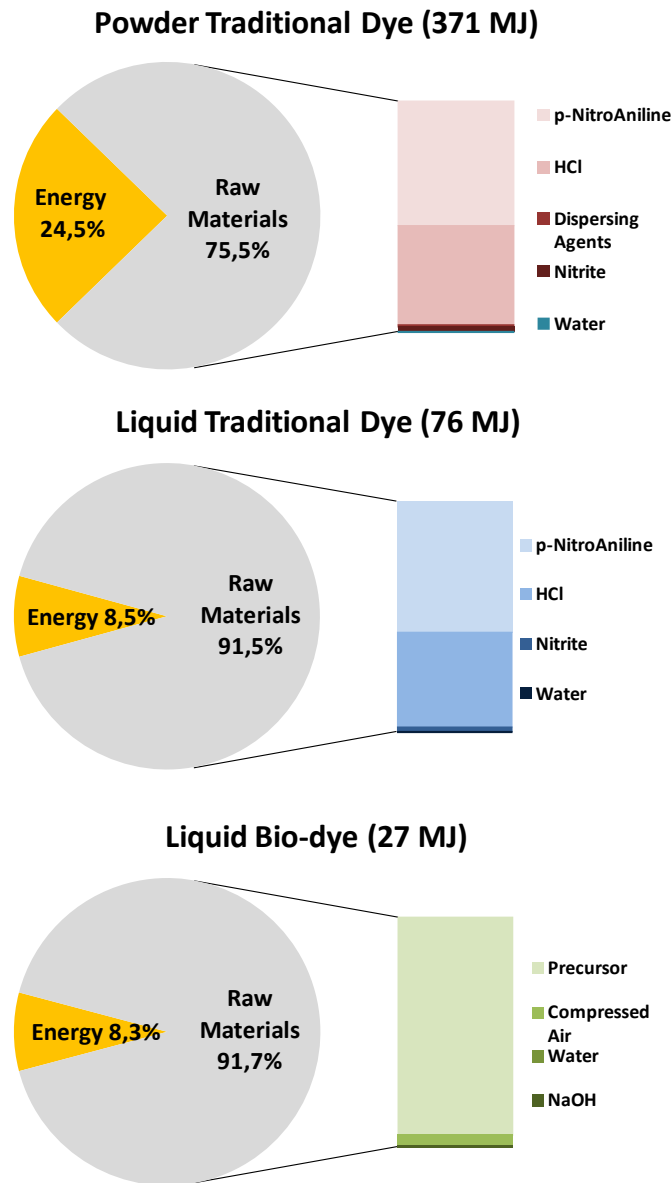


Figure 2: Direct (electricity, heat) and indirect (embodied energy of raw materials) energy contributions to the CED indicator values of dye quantities necessary to dye 1 kg of woollen textile.

In the context of a growing global dyestuff market, the control of greenhouse gas emissions related with industrial production would certainly represent an important factor to pursue environmental improvement. Figure 3 shows that the production of liquid dyestuff allows for a remarkable reduction in terms of CO₂ emissions that reach about a 95% value for the bio-synthesized dye.

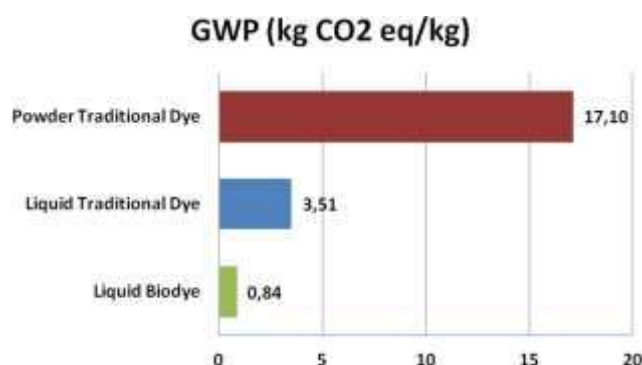


Figure 3: GWP indicator values of dye quantities necessary to dye 1 kg of woollen textile.

4. Conclusion

In this paper the outcomes of the LCA study of dyestuff bio-synthetic production have been presented in order to evaluate the potential energy benefits achievable through the substitution of classical chemical process with innovative solutions based on enzymatic catalysis. Some other preliminary results concerning the GWP and water consumption are discussed as well.

Even if the analysis has been modeled for a manufacturing capacity is at a semi-industrial scale, results highlight that, compared to traditional powder dyestuff synthesis, the bio-synthetic pathway for the production of liquid biodye allows for:

- more than 80 MJ of direct energy saving per kg of final product
- about 250 MJ of indirect energy savings through the employment of less embodied-energy intensive raw materials for the synthesis of the final product
- a 95% reduction in CO₂ emissions per kg of final product
- a significant water consumption decrease (~75%)

A further development of this study will focus on the whole eco-profile of the bio-synthetic process for dyes production in order to assess its actual effectiveness and potentially better environmental performances in comparison with classical processes.

5. Acknowledgments

This work has been supported by the Eco-Innovation European Project BISCOL (ECO/09/256112).

6. Bibliography

Ecoinvent Centre, Database ecoinvent data v2.2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories: . <http://www.ecoinvent.org/database>

Eggert, C, Temp, U, Dean, JFD, Eriksson, KEL, 1995. Laccase-mediated formation of the phenoxazinone derivative, cinnabaric acid. FEBS Letters, 376, 202–206.

Enaud, E, Trovaslet, M, Bruyneel, F, Billottet, L, Karaaslan, R, Sener, ME, Coppens, P, Casas, A, Jaeger, IJ, Hafner, C, Onderwater, RCA, Corbisier, AM, Marchand-Brynaert, J, Vanhulle, S, 2010. A Novel Azoanthraquinone Dye made through Innovative Enzymatic Process. *Dyes and Pigments*, 85, 99-108.

EU Commission, 2001. WHITE PAPER Strategy for a future Chemicals Policy. COM (2001). 88.

EU Commission, 2002. Restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparation (azocolourants). Directive 2002/61/EC.

EU Commission, 2008. Directive of the European Parliament and of the Council on waste and repealing certain Directives. Directive 2008/98/CE.

EU Commission, 2008. Integrated pollution prevention and control. Directive 2008/1/CE.

Forte, S, Polak, J, Valensin, D, Taddei, M, Basosi, R, Vanhulle, S, Jarosz-Wilkolazka A, Pogni, R, 2010. Synthesis and Structural Characterization of a Novel Phenoxazinone Dye by Use of a Fungal Laccase. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, 63, 116-120.

Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Bauer, C, Doka, G, Dones, R, Hirschler, 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.

IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007

Mikolasch, A, Schauer, F, 2009. Fungal laccase as tools for the synthesis of new hybrid molecules and biomaterials. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 82, 605–24.

Nieminen, E, Linke, M, Tobler, M, Vander Beke, B, 2006. EU COST Action 628: life cycle assessment of textile products, eco-efficiency and definition of best available technology of textile processing. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1259-1270.

Parisi, ML, Fatarella, E, Spinelli, D, Pogni, R, Basosi, R, 2015. Environmental impact assessment of an eco-efficient production for coloured textiles. *Journal of Cleaner Production*, 108, 514-524.

Pogni, R, Valensin, D, Jarosz-Wilkolazka, A, Parisi, ML, Basosi, R, 2010. Synthesis, structural characterization and LCA analysis of a novel phenoxazinone dye by use of a fungal laccase. *Journal of Biotechnology*, 150, 195.

Prè Consultants, Simapro 7.3.3. <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>

Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency.

Schneider, K, Hafner, C, Jager, I, 2004. Mutagenicity of Textile Dye Products. *Journal of Applied Toxicology*, 24, 83–91.

Steinberger, JK, Friot, D, Jolliet, O, Erkman, S, 2009. A spatially explicit life cycle inventory of the global textile chain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 443-455.

World Dyes & Organic Pigments - Industry Market Research, Market Share, Market Size, Sales, Demand Forecast, Market Leaders, Company Profiles, Industry Trends. Freedonia group, 2015.

Yuan, ZW, Zhu, YN, Shi, JK, Liu, X, Huang, L, 2013. Life-cycle assessment of continuous pad-dyeing technology for cotton fabrics. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 659-672.

Yusuf, M, Shabbir, M, Mohammad F, 2017. Natural Colorants: Historical, processing and sustainable Prospects. *Natural Products and Prospecting*, 7, 123-145.

LCA application in telecommunication service industries: a literature review

Milica Pavlovic^{1*}, Lucia Rigamonti²

¹Politecnico di Milano, Design Department

²Politecnico di Milano, Department of Civil and Environmental Engineering

Email*: milica.pavlovic@polimi.it

Abstract

This paper is focusing on digital services, that in general frame, have an aim to transform the digital scenarios of organizations and advance the user experiences. As stated by the European Commission, Life Cycle Assessment (LCA) provides the best framework for assessing the potential environmental impacts of products and services currently available. The paper will reflect to the intangible industrial product, observed as services, and the environmental impacts it brings in practices. The aim is to understand and reason how services are observed as a dematerialized process and fragmented while calculating LCA (considering its strengths and weaknesses). An overview of case studies emerged from the literature review is presented, in order to achieve a discussion about the methodological issues. With the aim of arriving to concrete methodological steps, case studies will focus on one specific topic field, which is the telecommunication and media industries.

1. Introduction

This paper refers to the notion of service industries being responsible for a notable share of the environmental impact in our society (Rosenblum et al., 2000, Torras, 2003). This is due to the appraisal that service operations have almost the same energy use and potential global warming as the manufacturing sector (Rosenblum et al., 2000). Services possess the dematerialization potential that leads to an idea of positive environmental benefits. Therefore, service industries have tended to be ignored for environmental policy due to the relatively low emissions released at the point of generation, i.e. the loadings generally are not caused directly by the processes of the actual organization but occur in other parts of the supply chain (Allenby, 1999, Junnila, 2009). According to Sousa and Ometto (2011), within this context it is important for companies to acknowledge the environmental implications of their processes linked with those performed by suppliers and representatives, along the whole life cycle.

LCA is nowadays considered as the globally most reliable method that is being used for calculating the environmental profile of a product and/or service system. It has been established by ISO standards, ISO 14040 and ISO 14044 (ISO, 2006). This paper will discuss the application of such tool in the service industries. Based on a literature review from the field, the intention is to determine the application of LCA methodology focusing on the specific sector that relies on digital services. This sector is defined as telecommunication industries, and it is observed as a complex one from the point of view of the target user offer. The paper will analyze the potential of LCA for calculating the environmental impact for such complex systems, taking into consideration the

main aspects and actors involved. The key challenges concerning the methodology and application in telecommunication service industries will be outlined.

2. LCA of Services

While considering to make LCA calculation for a service, the practitioner will surely come across diverse difficulties, such as the definition of systems boundaries and the choice of functional unit. According to Brezet et al. (2001), the life cycle of a service, in comparison to products, is very different due to the intangibility, and so, the limitations of what belongs to the service system are not always clear. An important difference in the definition of system boundaries is the inclusion of personnel and infrastructure to the analysis. Infrastructure determines a great part of the product share in service systems and personnel, that alone do not cause hard environmental impact, often determine a significant part of the added value. Also, the use of certain capital goods like computers are part of the analysis, while they are often regarded as negligible when physical products are analysed (Sousa and Ometto, 2011). Furthermore, it is to point out that the functional unit has to be defined very precise taking in consideration that it is the one that is influencing the final response of the calculation. The difference between the functional unit of a product and one of the service is that the product can easily achieve a clear quantity value, while the service should settle with a wider and more abstract function framework. While defining this abstract function, the practitioner should take in consideration a reference to a certain timeline, as well as the consumer behaviour.

3. Telecommunication Services

3.1. Focus on Telecommunication Services

As described by Scharnhorst (2008), today after the technologically and commercially successful breakthrough of electronic telecommunication facilities, rapid and globally untrammelled information exchange has become an indispensable service in daily life. In its broadest sense, the term *telecommunication* grasps any kind of remote information exchange between two or more participants by means of mechanical and/or electrical/electronic utilities including wired and mobile telephony, E-mail, World Wide Web, Fax, television, etc. (ANSI 1994). This diversity results in a highly heterogeneous industry sector. It is also to note that, there is a distinct trend of replacing fixed telephony with mobile systems, and this tendency is enhanced by the ongoing transition from the Global System for Mobile communication (GSM) to the Universal Mobile Telecommunication System standard (UMTS), while the number of mobile phone subscribers is about 1.7 times higher than those of fixed phone subscribers (GSM Association 2006a, ITU 2006a).

3.2. LCA of Telecommunication Services

Reference study that will be taken into consideration here is the LCA application to a telecommunication company, made by Gotthardt et al. (2005), in whom they sought to quantify the environmental effects of an entire telecommunication corporation. The system under study included the suppliers providing services for company processes (e.g. electricity suppliers) as well as suppliers of products for the use phase (e.g. mobile phone manufacturers). As a core issue, the system further covered processes provided by the analysed telecommunication company for the use phase of the products (i.e. the transmission of voice and non-voice data via the mobile phone network). Finally, the study comprised the EoL treatment of company related waste as well as of the user-owned devices. The results of the study indicate that in terms of energy consumption the supply of electricity to charge the user-owned devices dominates the energy consumed to operate the backbone telecommunication network owned by the corporation. The study further demonstrated that the environmental effects related to Internet and mobile communication services are dominated by the production phase and not by the use phase (Scharnhorst, 2008).

LCA study of Telecommunication Services, at the starting point, can be set by defining the scope of the service, which intends also the number of actions to be performed. Further it is to define the timeframe of the actions, like for e.g., on daily basis, and the numbering of end-users taking in consideration the geographical points of use as well. This is in order to achieve the result for the average media consumption. When these points are outlined, the main components should be observed, which need to follow specific classification for the process to be more standardized and applicable to similar scenarios. The following review of the application of LCA to telecommunication services will set the main recognised categories to be taken into consideration. Given that the digital services bring quite complex scenarios, the following main points may be observed as a starting approach for the calculation, which would then vary depending of the defined functional units. The proposed recognised classification fields are the following: (1) electricity consumption, (2) electronic devices, (3) electronic scrap, (4) operator infrastructure and facility.

3.2.1. Electricity Consumption

The calculation of electricity consumption is directly depending of the electric device that is being used within a service. Surely devices such as smart-phones, tablets and desktop computers, as well as various wearables enter in this request. The overall contribution of such devices to direct electricity consumption is relatively small, but their rapidly growing numbers, and the fact that many users have multiple devices is to take into account within LCA estimation. Within the calculation of energy consumption, it is important to define the timeframe of usage, as well as the geographical characteristics, in order to understand from which source does the energy supply come from (for an LCA it would make a difference if the energy is coming from renewable sources or not). An example of such definition could be: the length of time

surfing on the internet; based on available data on average internet use of adult users at home in the German-speaking part of Switzerland, it was 74 minutes in summer 2000 (AG für Werbemedienforschung 2000).

Corcoran and Andrae (2013) also remark that the latest models of tablets are taking advantage of improvements in battery technology to allow greater charges to be carried and to support brighter and higher density display technology. Further they state that, in contrast with other broad category of digital consumer (CE-ICT) devices, the energy consumption per device of such thin clients is likely to grow over the next few years to accommodate improved screen and CPU (Central Processing Unit) technology and emerging high-speed wireless connections to the network. For supporting the state of the growth of direct energy consumption by category of device, they presented their calculation for *worst case consumption (2013-2017)*. In this calculation, the results evidently show the growth of the number of devices per clients, and the rise of their power consumption from the year 2012 to 2017: desktops (129-134 TWhr/year), monitors (60-64 TWhr/year), laptops (67-120 TWhr/year), smartphones (5-9 TWhr/year), tablets (2-7 TWhr/year).

3.2.2. Electronic Devices

While considering the electronic devices within a LCA calculation, the functional unit has to be clear in the terms of the years of life of a product and the frequency of use. For e.g., while defining a functional unit for a desktop computer, a consideration could be: Desktop computer, 4 years of life, switched on for 2 hours per day (145 W) and off for the rest of the time (Hischier Inge, 2003). Further complications for calculation are gathering the large amounts of inventory data for complex electronic goods.

The increase in mobile phone subscribers should equal to the increasing awareness about the environmental impact such devices bring along, which is observed in the stages of production, usage and finally disposal of the devices. In order to demonstrate that each of these stages should be examined thoroughly, Scharnhorst (2008) gave an example for the production (raw material extraction phase): though little is still compared with the jewelry industry (gold consumption in the jewelry industry is about 64% and in the electronics industry about 8.4%), for instance, the amounts of precious metals like gold, silver and palladium used in the PWBA (Printed Wiring Board Assemblies) of mobile phones, distinctively contribute to a reduction of the natural resources of these metals (WGC 2006). In this paper, I would like to refer to Suckling and Lee (2015) as they observed greenhouse gas emissions of mobile phones across following life cycle phases: (a) extraction and manufacture (E&M), (b) transport (trans), (c) use and (d) end of life (EoL), and they demonstrated how the values vary from a range of manufacturers (*Figure 1*).

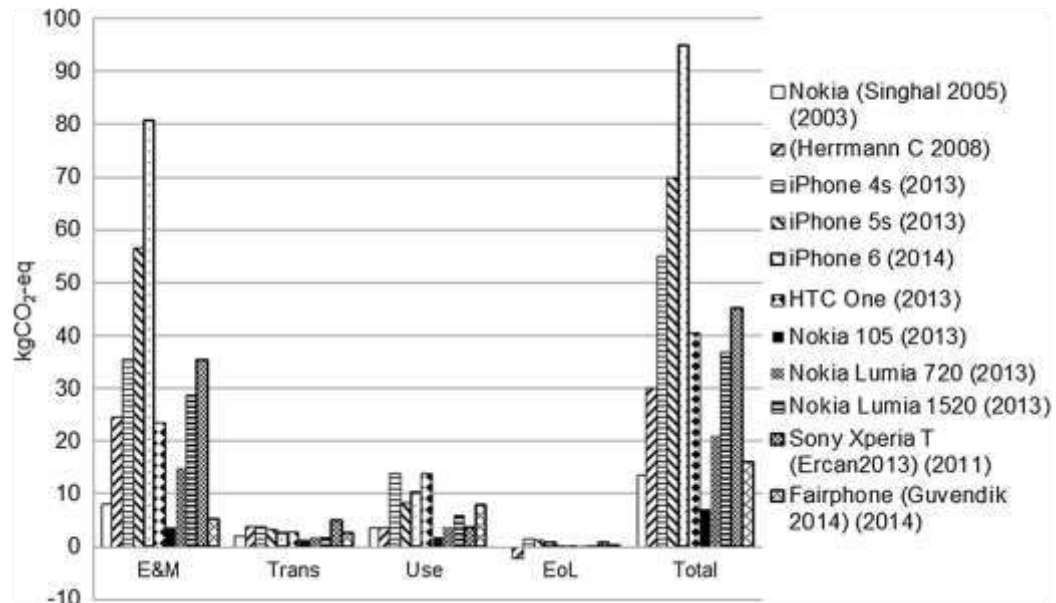


Figure 1: Greenhouse gas emissions of mobile phones across life cycle phases.

3.2.3. Electronic Scrap

Clift and Wright (2000) studied the interdependencies between environmental effects and added values along the supply chain of mobile phones, by applying into production and the EoL (End-of-Life) phase the Unilever's Overall Business Impact Assessment (OBIA) approach. According to Scharnhorst (2008), the OBIA approach showed that the later a certain stakeholder is positioned in the supply chain of a mobile phone, the higher the added value and the less the addition to the total environmental burden. In order to demonstrate the analogy between the primary raw material manufacturing and the recycling industry, Scharnhorst (2008) proposed three scenarios: (1) base scenario, no recycling but direct landfilling of mobile phone scrap, (2) re-use of used electronic components of an old mobile phone in a new mobile phone, (3) mechanical demolition, fractionation and finally re-use of secondary raw materials in a new mobile phone.

Scharnhorst (2008) further describes a case study on the environmental impacts of a mobile phone, which this paper finds relevant to stress out. The focus of the study was dedicated to the identification of the environmentally relevant components for identifying design optimisation potentials. An LCI comprising a reduced bill of materials of a mobile phone was compiled and components of comparable type and package were aggregated to one average component. The results document that heavy metals, such as copper, nickel and lead (and their compounds), possess the largest toxic potential, thereby implying an increased environmental priority to recycle these metals. The authors point out at the conclusion that pure incineration and/or landfilling mobile phone scrap, to get rid of it, is not the environmentally preferable solution.

3.2.4. Operator Infrastructure and Facility

Discussing the operator infrastructure and facility management, one of the case studies to refer to is the Graedel and Saxton (2002) application of a semi-quantitative LCA approach directed to telecommunication services. In the core of the investigation they proposed a network installation and maintenance facility and a network management facility. They defined five life cycle stages: (1) facility development, (2) service provisioning, (3) service performance, (4) facility operation and site, (5) service closure. For these five stages, there were five factors to consider: (1) material choice, (2) energy consumption, (3) solid residues, (4) liquid residues, (5) gaseous residues. Following the technical characterisation of the facilities they studied, the factors were rated on a scale 0 to 4 of environmental impact (given 0 as the lowest one). The results they got showed that the biggest improvement potentials in such scenarios are in the optimisation of the facility development stage (solid residues and energy consumption), the service performance and the site and service closure stage (energy consumption).

Furthermore, within such infrastructures it is possible to discuss about the reduction of energy consumption from different aspects. Notable are surely the network connections, considering that Wi-Fi consumes much less energy compared to a 3G network (Li et al., 2012). Therefore, using Wi-Fi as much as possible is the key to achieving more energy efficient smartphones. The main challenge for this is that a Wi-Fi network is not always available, and could cause intolerable waiting time. In scenarios of digital services, there are other aspects to be considered that can influence the reduction of energy consumption, such as, for e.g., GPS (Global Positioning System) service. Frequently updating location information through a GPS service consumes substantial amounts of energy (Li et al., 2012). There are several approaches for addressing this issue: location approximation, which uses other information, such as cellular/Wi-Fi triangulation, or other sensors, such as accelerometer and orientation sensors, to estimate the location (Lin, 2010), and reducing the frequency of requests for GPS information through different optimization strategies (Zhuang, 2010).

4. LCA of Multiple Device Digital Services

So far, it is to state that the objective of an LCA, in general, is a) to help to identify environmentally preferable base material and/or processing alternatives, b) to assist in industrial, governmental and non-governmental, decision-making processes, c) to provide for useful environmental performance indicators, and d) to assist in marketing (ISO 14040). Results of such studies as the LCA of electronic media and services they provide, would help to find out the level of environmental impact this current stream is leading to, and if it could contribute to the shaping of a sustainable information society.

The information society we are witnessing is immersing individual on an everyday basis into multiple scenarios that imply the merge of physical and digital surrounding. These scenarios are giving enlarged space for digital

services to be developed, that in the process of creation and further use surely leave certain impact on the environment. For the impact calculation, it is necessary to take into account all the aspects of the services, that show to be *direct* (physical products) and *indirect* (action consequences). In order to be more specific about these aspects, a concrete example of a digital service can be followed: a mobile application that measures health parameters and gives feedback about a diet (nowadays wide spread). This service provides diverse touchpoints to the users, among which the physical ones are the mobile phone (supporting the app platform) and the wearable device (that measures the physical performances of the user). While calculating the impact of physical products the particular attention has to be dedicated to subcomponents of individual electronic telecommunication devices, as well as the components of mobile communication networks. Within these calculations, it is to refer to the above discussed four categories that produce impact, that refer to electricity consumption, electronic device production and treatment of electronic scrap, and the operator infrastructure. The intangible touchpoints of this service, on the other hand, are the ones that relate to the information flow, and they influence the user's actions, which makes them the manipulative element of indirect influence to the environment. In this specific example, considering that the mobile application is giving a feedback about the diet, it could influence the user's actions from the point of food consummation that further brings the food production impacts within.

The emerging multiple device digital services represent very complex scenarios that require a well thought-out performance of the LCA tool. Presence of various stakeholders participating in the supply chain influence the method development that is surely slowing down the decision-making process of the service provider. It can be stated that LCA in this context has to be observed as a continuous process that supports continuous exchange of relevant information from the side of all stakeholders involved.

5. Conclusion

As observed that the services are one of the most influential industries nowadays, it is inevitable for them to be included in the analysis of the environmental impact in order to propose and undertake improvements. As shown in this paper, using LCA methodology for this purpose is a good support, but it needs a broader process approach in order to deal with all the different stages of a service system.

Different perspectives on the digital service system will surely give different results, therefore a survey is needed in order to discuss all the aspects that are complicating the calculation, and broader methodology standard could be pose for this sector (in respect to the methodology for products). It is hard to simplify the functional unit and system boundaries, as well as the scope, but making a process in whom diverse units can be continuously followed could be a good starting point for calculation. In this case, building and nurturing databases surely provides a value for facilitating the practitioner's work. Sousa and Ometto

(2011) stated that extreme improvements towards sustainable systems can be explored by the incorporation of more services in the economy, and, in this sense, broadening the application of LCA to Product-Service Systems (PSS) is a tendency to be researched.

Following the observations in this paper, there is a certain set of conditions to be respected within the LCA calculation of telecommunication services. First condition is the stakeholder involvement, as the structuring of a study will be lead according to their needs and concerns. Separation of issues specific only for a certain stakeholder can actually be an advantage for a simplification of the impact calculation. Data quality is another important condition, as it helps building valuable databases, thus improving the timeframe of complex system studies, such are those of services. Furthermore, for performing LCA for tech-oriented products, it is suggested to have a decomposition analysis, that provides a systemic way of discovering necessary data for calculating the impact. After taking into account all the components of the complex service system and application of the methodology, a service provider can further develop a strategy for lowering the impact of his business by intervening in the same defined units that were used for calculation (e.g. energy consumption switched only to the renewable sources).

6. References

- Allenby, BR, 1999. Industrial Ecology: Policy Framework and Implementation. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall.
- Althaus, HJ, 2012. Modern individual mobility. International Journal of Life Cycle Assessment, 267–269.
- ANSI, 1994. - T1-Rpt 30-1994 – A Technical Report on UPT Numbering and Addressing in World Zone 1. American National Standards Institute, Washington.
- Brezet, JC, Bijma, AS, Ehrenfeld, J, Silvester S, 2001. The Design of Eco-Efficient Services. Design for Sustainability Program, Technical University of Delft.
- Corcoran, P, & Andrae, A, 2013. Emerging Trends in Electricity Consumption for Consumer ICT. College of Engineering & Informatics, National University of Ireland, Galway, 1–56.
- Faist Emmenegger, M, Frischknecht, R, Stutz, M, Guggisberg, M, Witschi, R, & Otto, T, 2006. Life Cycle Assessment of the Mobile Communication System UMTS: Towards Eco-efficient Systems. The International Journal of Life Cycle Assessment, 1–12.
- Gotthardt V, Fudrini A, Margni M, Joliet O, Salina P, Kuhn A, Singy D, 2005. Company-LCA: Case study of Swisscom. In: Proceedings of the 25th LCA-Discussion Forum. Lausanne Graedel.
- GSMAssociation, 2006a. - GSMA statistics Q1/06. GSM Association, viewed 21 Feb 2017, <http://www.gsmworld.com/news/statistics/pdf/gsma_stats_q1_06.pdf>.
- Hischier R, Inge, R, 2003. Multifunctional Electronic Media - Traditional Media: The problem of an adequate functional unit. A case study of a printed newspaper, an internet newspaper and a TV broadcast. LCA Case Studies, 201–208.
- ISO, 2006. ISO/ICS 14040: 2006 Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. 1st Edition 2006.
- ISO, 2006. ISO/ICS 14044:2006 Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines. 1st Edition 2006.

ITU, 2006a. - Key Global Telecom Indicators for the World Telecommunication Service Sector. International Telecommunication Union, viewed 21 Feb 2017, <http://www.itu.int/ITU-D/ict/statistics/at_glance/KeyTelecom99.html>.

Junnila, S, 2009. Environmental impact and intensity of processes in selected services companies. *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 13, No. 3, 422-437.

Li, X, Ortiz, P, Kuczenski, B, Franklin, D, & Chong, F, 2012. Mitigating the Environmental Impact of Smartphones with Device Reuse. *Sustainable ICTs and Management Systems for Green Computing*. Information Science Reference, University of North Dakota, USA.

Pérez-Belis, V, Bovea, MD, & Ibáñez-Forés, V, 2015. An in-depth literature review of the waste electrical and electronic equipment context: trends and evolution. *Waste Management & Research: The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 3–29.

Rosenblum, J, Horvath, A, & Hendrickson, C, 2000. Environmental implications of service industries. *Environmental Science and Technology*. Vol. 34, No. 4, 4669-4676.

Scharnhorst, W, 2008. Life cycle assessment in the telecommunication industry: A review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-12.

Sikdar, B, 2013. A study of the environmental impact of wired and wireless local area network access. *IEEE Transactions on Consumer Electronics*, 85–92.

Sousa, SR, Ometto, A. R., 2011. Application of Life Cycle Assessment in Service Industries: a Review. University of São Paulo, School Engineering of São Carlos, Brazil.

Torras, M, 2003. Global structural change and its dematerialization implications. *International Journal of Social Economics*. Vol. 30, No. 6, 700- 719.

van Haaster, B, Ciroth, A, Fontes, J, Wood, R, & Ramirez, A, 2016. Development of a methodological framework for social life-cycle assessment of novel technologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 423–440.

Vermesan, O, & Peter Friess, 2013. *Internet of Things: Converging Technologies for Smart Environments and Integrated Ecosystems*. River Publishers.

Villares, M, Işıldar, A, van der Giesen, C, & Guinée, J, 2017. Does ex ante application enhance the usefulness of LCA? A case study on an emerging technology for metal recovery from e-waste. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.

Sustainability assessment of the restoration of a historical building focusing on the installation of innovative building nanomaterials

Martina Pini^{1*}, Paolo Neri¹, Davide Settembre Blundo², Anna Maria Ferrari¹

¹Department of Engineering Sciences and Methods, University of Modena and Reggio Emilia, 42122 Reggio Emilia, Italy

²Economics and Business Sciences Department, University of Pavia, Strada Nuova 65, 27100, Italy

Email*: *martina.pini@unimore.it*

Abstract

The goal of this research is to assess the environmental performance of the refurbishment of historical building with public function. This work is a part of an Italian project named "ARACNE". The main aim of this project is to design eco-friendly building materials with higher technological properties extending their application to a historical building restoration process. Within this project, the Fiorano Modenese Town hall (Modena, Italy) has been selected as case study. Furthermore, the recovery and restoration process considered the installation of innovative building products such as nanomaterials. Life Cycle Assessment methodology has been adopted to model these issues. Preliminary attempts to evaluate the potential risks that nanomaterials could provoke to human health and environment has been analysed.

1. Introduction

Buildings account for 40% of the European Union's (EU) total energy consumption. The sector is expanding and so too are its energy demands (Directive 2010/31/EU). In the construction sector, most of the energy is consumed by existing buildings because of the age of the buildings, of the type of materials used for their construction, of the absence of planned maintenance and because of the poor efficiency of the energy systems that supply the buildings (Filippi, 2015). Therefore, the EU underlines the need for retrofitting existing buildings in order to enhance their energy performances, in particular for the public services buildings. Moreover, retrofitting the existing buildings compared to building new buildings allows to enhance the environmental sustainability. In fact, it limits a) the production of huge amount of construction materials necessary to build new buildings; b) the emission releases that unavoidably occur during the demolition process and that could be inhaled by workers (Azarmi and Kumar, 2016); c) the waste disposal of construction and demolition debris (Filippi, 2015).

Over the last years engineered nanomaterials (ENMs) have been used in several applications in the construction sector. Thanks to their unique physical-chemical properties ENMs can considerably enhance the material properties and functions and improve the energy efficiency reducing heating, lighting, and air conditioning of building where are applied. Currently, the application to heritage conservation allows to maintain clean surfaces, protect the specific surface and the artwork components, limit the degradation processes, etc. (Persia, et al., 2012). For all these reasons, ARACNE have planned to complete

the project evaluating the environmental sustainability of a historical building retrofitting focusing also on the implementation of building nanomaterials already studied within this project (i.e. nano-TiO₂ functionalized float glass (Pini et al., 2017a) - and nano-TiO₂ polyurea resin applied on aluminum panel (Pini et al., 2017).

Nevertheless, on the other side, the continuous use of ENMs is leading to an inevitable release of these materials into the environment. Therefore, it is mandatory to evaluate the potential ENMs impact on the environment and human health (Pini, et al., 2016). Life Cycle Assessment (LCA) methodology is a valuable tool to analyze, evaluate, understand and manage the environmental and health effects of nanoproduct (Klöppfer et al., 2006). Over the last years numerous review articles about the use of LCA in the nanotechnology field have been published (Hischier and Walser, 2012; Gavankar et al., 2012; Upadhyayula et al., 2012; Kim and Fthenakis, 2013; Lazarevic and Finnveden, 2013; Miseljic and Olsen, 2014). Hischier et al. (2017) examined these works and summarized three main critical aspects relating to LCA-modeling of nanoproduct:

1. the use of an adequate functional unit, taking into account any additional functionality that the use of nanotechnology brings;
2. the lack of reliable inventory datasets about the release of nanomaterials into the environmental compartments;
3. the urgency of developing appropriate characterization factors (CFs) for nanomaterials, for both humans and the environment.

To cope with this problem this study implemented the preliminary human health toxicity factors for nanoTiO₂ developed by Pini et al. following Ecoindicator 99 procedure (Pini, 2015) and USEtox™ method (Pini et al., 2016) into impact assessment stage (LCIA).

2. Materials and methods

2.1. Restoration of the historical building: Fiorano Modenese town hall

The restoration project concerns Villa Cuoghi - Vignocchi, current seat of Fiorano Modenese Town hall. It was founded in 1850 as a private dimora. The commune bought it in 1929 in order to transforme the dimora into a public building. At the time of purchase, Cuoghi - Vignocchi property was composed of a main house, lands and gardens, from which the square named Ciro Menotti has been obtained. In 1939, the north side of the building was enlarged with a turret and new wing. In the same year, the new building extension was inaugurated as Fiorano Modenese town hall.

The restoration project started in 2013 and took into account the following aspects:

- reduction of the electric energy consumption of lighting by adopting open spaces and installing glass walls wherever it is possible;

- elimination of architectural barriers by building an elevator and ramps, providing access to all rooms by all people including disabled people;
- introduction of rest areas to give to the employees the opportunity to relax and socialize;
- introduction per each floor of three dedicated toilettes one for women, one for men and the last one for disabled people;
- definition of a sustainable waste collection system and management within the building.

It also foresees the incorporation of new nano-TiO₂ functionalized materials studied within ARACNE project. TiO₂ in nanoparticle form optimizes its photocatalytic and superhydrophilic properties and confer to the surface self-cleaning, anti-fogging, and self-sterilizing.

In particular, in the present case study it has been assumed to replace the old single-pane windows installed in the building with double-pane windows having as external glass the nano-TiO₂ functionalized float glass and as internal glass an uncoated single flat glass. In summer season, the nanoTiO₂ coating kept the indoor room cooler thus obtaining a benefit. On the contrary, in winter, this phenomenon meant that part of the solar heat did not pass through the glass windows, decreasing the radiation heat inside the room. Furthermore, the benefits of nanocoating such as the reduction of NO_x, NO₂ and VOCs emission concentrations have been evaluated (Pini et al., 2017a). Moreover, nano-TiO₂ functionalized polyurea resin applied on aluminum panels has been assumed to be installed in the meeting room walls (building room with the greater influx of people) in order to reduce the indoor environmental pollutants and bacteria (Pini, 2015).

2.2. Goal and scope definition

The aim of this LCA study is to assess the environmental and human health of the refurbishment of Fiorano Modenese town hall (Modena, Italy).

The system function of Fiorano Modenese town hall is the municipal offices location. In particular, the refurbishment begins in 2013 and 100 years was assumed as building lifetime. The functional unit is the building system used as a public building, considering a period ranging from its renovation to its disposal.

Energy building consumptions for heating and air-conditioning were calculated by Termotecnica-Italsoft software Italsoft (2015). LCA study has been performed by Simapro 8 software (PRé, 2014) and taking the Ecoinvent v2 database (Goedkoop and Spriensma, 2001) as reference to configure the inventory of Input/Output inventory data. When available, primary data were used. If missing, secondary data were taking into account. The system boundaries ranging from supply and resources and raw materials extraction to the disposal of each building materials, including the use phase and the maintenance operations.

2.3. Life cycle inventory

The refurbishment operations of Fiorano Modenese town hall has been performed referring to the post-restoration scenario (energy needs) and evaluating the following issues:

- Identification of different types of building materials related to the two different periods of construction, namely 1850 and 1939: building envelope, building roofing, building floorings, internal architectural elements, windows frame and so on. The maintenance operations have been taken into account during the entire lifespan of 100 years.
- Identification of types and dimensions of new building materials added during the refurbishment process in order to substitute:
 - missing building parts;
 - building parts deteriorated by the time or weathering;or introduce:
 - glass walls;
 - lift and the whole support structure;
 - ramps;
 - new toilettes for disable people;

Moreover, replacing of old single-pane windows with double-pane windows having as external glass the *nano-TiO₂ functionalized float glass* and as internal glass an uncoated single glass. Finally, *nano-TiO₂ functionalized polyurea resin applied on an aluminum panels* have been installed in the meeting room in order to reduce the indoor environmental pollutants and bacteria.

- Calculation of heat energy and air-conditioning needs considering the new energy consumption scenario.
- Installation of new heating, ventilation, air-conditioning (HVAC) system and elevator in the renovated building.
- Calculation of electric energy consumption for lighting of renovated building in 100 years.
- Installation of new led bulbs in all building rooms.
- Calculation of electric energy consumption of computers, printings, photocopying, scanners and lift added after the restoration process and considering a lifespan of 100 years.
- Calculation of water requirement of the renovated Fiorano Modenese town hall in 100 years.
- Identification of materials (types and amount) that compose the whole building water system.
- Definition of waste collection management and calculation of waste produced in 100 years.
- Average weekly number of visitors and number of car, scooter, bicycle and public transport needed to transport them.

2.4. Impact Assessment

Life cycle impact assessment (LCIA) results were modeled by a modified IMPACT 2002+ v2.10 (Jolliet et al., 2003) method as described below

and successively by a modified USEtox™ method v1.03 (USEtox™, 2017) in order to consider the human health CFs for nano-TiO₂ in an indoor and outdoor environment as calculated by Pini et al. (2016). For a more representative index of the considered system, some additions and modifications were implemented in IMPACT 2002+, i.e., modification to the categories Land use (different types of land transformations were considered) and Mineral extraction (additional resources were added), as well as the Radioactive waste category (radioactive waste and its occupied volume was evaluated) (Ferrari et al., 2015). Further, this study assesses the releases of nano-TiO₂ into the air (outdoor environment) and those inhaled by workers. Therefore, human toxicity of nano-TiO₂ for the outdoor environment and that breathed in by workers were calculated as reported in Ferrari et al. (2015) and Pini (2015) and then incorporated into the IMPACT 2002+ method. For the outdoor benefits, the reduction of volatile organic compound (VOCs) (e.g. Toluene) and inorganic compounds (e.g. NO_x) has been considered. Instead, for indoor environment the bacteria (e.g. Escherichia Coli) and NO₂ abatements have been evaluated. To evaluate the reduction in concentration of outdoor pollutants (NO_x and Toluene -the emissions considered in this study-) negative values have been used as input data (Ferrari et al., 2015 and Pini, 2015). For the reduction of indoor pollutants (Escherichia Coli and NO₂ -emissions considered in this study-) new benefits categories (*Non-carcinogens indoor* and *Respiratory inorganics indoor*) have been added to IMPACT 2002+ method (see for more details Pini, 2015).

3. Results and discussion

IMPACT 2002+ modified method

The analysis of results show that the total damage is 1161.63 Pt. The energy consumption for heating is the contribution which are mainly responsible for the total damage (28.28%), followed by transports (12.42%), electric energy consumption for lighting and cleaning (12.45%), and floorings (11.36%), electronic devices (9.76%). The endpoint analysis highlights that the damage is mainly affected by 29.56% to Human Health, 25.92% to Resources, 20.17% to Climate Change, 17.87% to Radioactive waste. Moreover, it is reduced by the environmental benefits derived from nano-TiO₂ applications: -8.18E-4% to Non-carcinogens indoor, -9.13E-3% to Respiratory inorganics indoor – environmental benefits derived from indoor nanoparticle applications- and by the decrease in concentration of NO_x (in Respiratory inorganics) and Toluene (VOCs) emissions (in Respiratory organics).

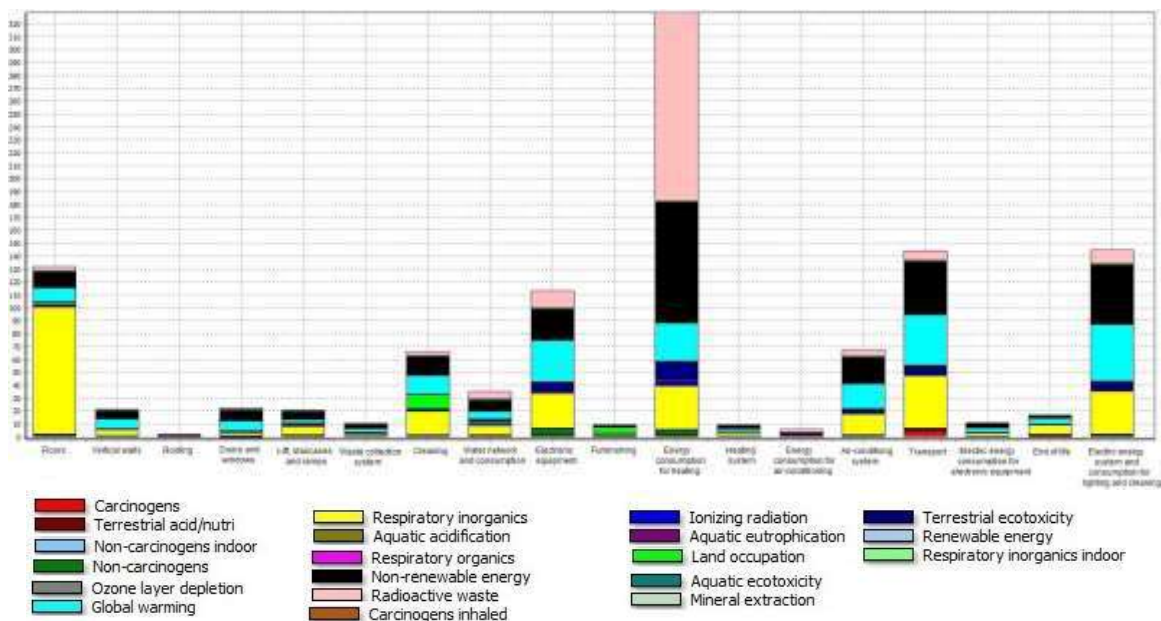


Figure 1: Evaluation by single score of 1 p of the refurbishment of Fiorano Modenese town hall (IMPACT 2002+).

USEtoxTM modified method

The results of the analysis performed by a LCIA mid-point method and reported in Figure 2 show that the phases of the analyzed life cycle with the highest environmental loads are both the energy consumption for heating and electronic equipment. In particular, they contribute for 23.76% and 21.53% respectively in *Human toxicity, cancer*; 27% and 27.43% respectively in *Human toxicity, non-cancer*; 22.5% and 21.73% respectively in *Ecotoxicity*. Nano-TiO₂ emissions inhaled by human affect *Human toxicity, cancer, indoor* and *Human toxicity, non-cancer, indoor* impact categories, in particular for door and windows process (85.06%), mainly due to the use phase of nano-TiO₂ coated float glass. Regarding nano-TiO₂ emissions released in air affect *Human toxicity, cancer* and *Human toxicity, non-cancer* impact categories, for 9.9E-3%; in particular for door and windows process (99.9%), mainly due to the use phase of nano-TiO₂ coated float glass.

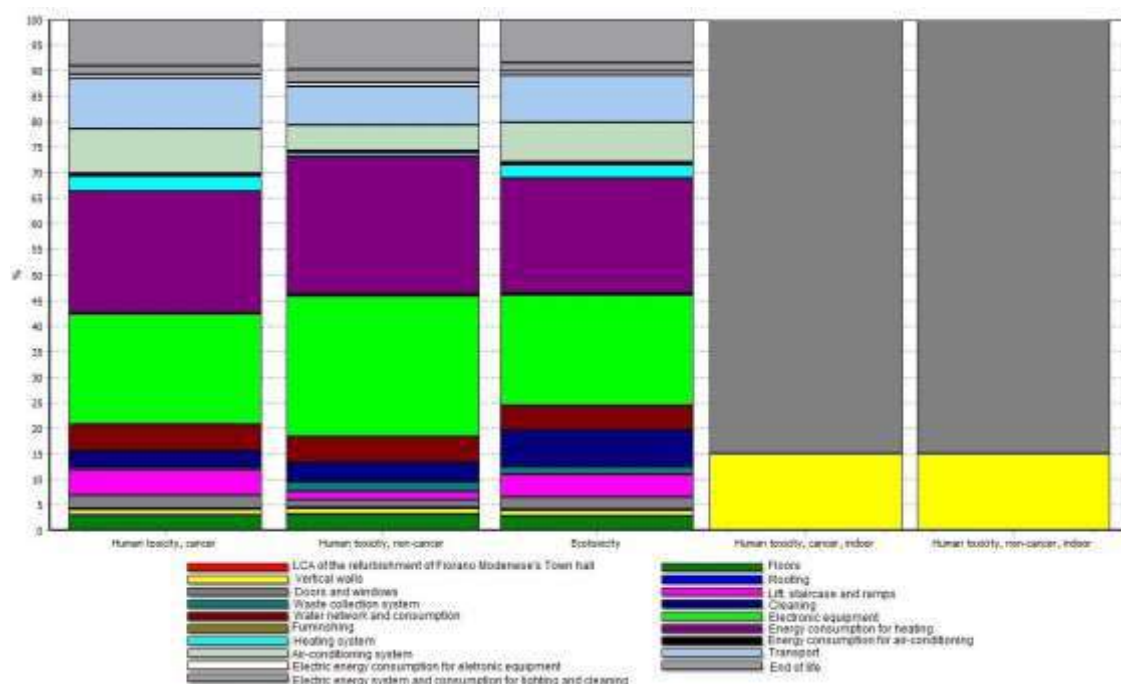


Figure 2: Evaluation by impact categories of 1 p of the refurbishment of Fiorano Modenese town hall (USEtox™).

4. Conclusion

The aim of this study was to assess the environmental performance the restoration of an historical building where new building nanomaterials have been applied. Therefore, the developed LCIA frameworks to evaluate the potential risk to human and environment associated to the application of materials functionalized with titanium dioxide nanoparticles have been implemented in the impact assessment phase. Nevertheless, a comprehensive and well-structured LCIA framework is mandatory in order to obtain a complete assessment of the restoration of historical building and the use and production of nanomaterials. Regarding the nanomaterials production according to the life cycle thinking, all manufacturing processes have been designed adopting closed systems, filter with high efficiency and personal protective equipment to prevent the exposure of workers to dust and nanoparticles emissions in the whole life cycle, including the installation, use and the end of life stages. For this reason, the environmental loads associated to nanoparticles toxicity are contained.

Moreover, as several gaps still exist in the toxicity assessment of nanomaterials, a database comprising the results of all the toxicological tests carried out thus far on these new materials is urgently required. As long as this data is unavailable, the effect analysis of these LCIA frameworks will suffer from lack of robustness (Pini et al., 2017c).

Acknowledgments

This study was supported by an Italian project “ARACNE” Bando Regione Emilia Romagna - Dai distretti produttivi ai distretti tecnologici – 2 DGR n. 1631/2009.

Bibliografia

Azarmi, F, and Kumar, P, 2016, Ambient exposure to coarse and fine particle emissions from building demolition, *Atmos Environ*, 137, 62-79.

Filippi, M, 2015, Remarks on the green retrofitting of historic buildings in Italy, *Energ Buildings*, 15-22.

Goedkoop, M and Spriensma, R, 2001. The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Annex.

Hischier, R, Walser, T, 2012. Life cycle assessment of engineered nanomaterials: state of the art and strategies to overcome existing gaps. *Sci. Total Environ*. 425, 271–282.

Hischier, R, Salieri, B, Pini, M, 2017. Most important factors of variability and uncertainty in an LCA study of nanomaterials – Findings from a case study with nano titanium dioxide, *Nanoimpact* doi: 10.1016/j.impact.2017.05.001

Italsoft (2015). Termotecnica - Italsoft. Retrieved from www.italsoft.net

Jolliet, O, Margni, M, Charles, R, Humbert, S, Payet, J, Rebitzer, G, Rosenbaum, R, 2003, IMPACT2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *Int. J. LCA*, 8, 324–330.

Kim, HC, Fthenakis, V, 2013. Life Cycle Energy and Climate Change Implications of Nanotechnologies. A critical review. *J. Ind. Ecol*. 17 (4), 528–541.

Klöpffer, W, Curran, MA, Frankl, P, Heijungs, R, Köhler, A, Olsen, SI, 2006, Nanotechnology and Life Cycle Assessment. A Systems Approach to Nanotechnology and the Environment. Synthesis of Results obtained at a Workshop. Nanotechnology and Life Cycle Assessment Workshop. Woodrow Wilson International Center for Scholars, Washington, DC, 34.

Lazarevic, D, Finnveden, G, 2013. Life cycle aspects of nanomaterials. Division of Environmental Strategies Research Department of Sustainable Development, Environmental Science and Engineering School of Architecture and the Built Environment. KTH - Royal Institute of Technology Stockholm, Sweden (ISSN: 978-91-7501-821-8).

Miseljic, M, Olsen, SI, 2014. Life-cycle assessment of engineered nanomaterials: a literature review of assessment status. *J. Nanopart. Res*. 16 (6), 1–33.

Persia, F, D'Amato, R, Padella, F, Pilloni, L, Rinaldi, A, Tati, A, 2012. Performance of Nanomaterials for the Conservation of Artistic Stones. *Diagnostics and Preservation of Cultural Heritage - Conservation of cultural heritage*, 77-81.

Pini, M, 2015, Life Cycle Assessment of nano-TiO₂ Functionalized Building Materials Extended to Historical Buildings. Ph.D. Thesis, University of Modena and Reggio Emilia, Modena, Italy

Pini, M, Salieri, B, Ferrari, AM, Nowack, B, Hischier, R, 2016, Human health characterization factors of nano-TiO₂ for indoor and outdoor environments. *Int. J. LCA* 2016, 21, 1452–1462.

Pini, M, Cedillo González, EI, Neri, P, Siligardi, C and Ferrari, AM, 2017a, Assessment of Environmental Performance of TiO₂ Nanoparticles Coated Self-Cleaning Float Glass, *Coatings*, 7, 8; doi:10.3390/coatings7010008

Pini, M, Neri, P, Montecchi, R., Bondioli, F, and Ferrari AM, 2017b, Environmental and human health assessment of life cycle of nanoTiO₂ functionalized porcelain stoneware tile, *Sci Tot Environ* 577, 113–121.

Pini, M, Neri, P, Gamberini, R, Rimini, B, Marinelli, S, Ferrari, AM, 2017c, Life Cycle Assessment of a nano-TiO₂ functionalized enamel applied on a steel panel, IJOQM, 23, 101-120. ISSN: 1082-1910.

PRé. SimaPro 8 Multi user. PRé Consultants bv, Stationsplein 121, 3818 LE Amersfoort, The Netherlands 2014.

Upadhyayula, VKK, Meyer, DE, Curran, MA, Gonzalez, MA, 2012. Life cycle assessment as a tool to enhance the environmental performance of carbon nanotube products: a review. J. Clean. Prod. 26, 37–47.

USEtox™, 2017, User Manual. Available online: <http://www.usetox.org/support/tutorials-manuals> (accessed on 23 March 2017).

Microalgae cultivation in wastewaters for energy purposes: a life-cycle based comparison

Simone Rossi*, Lucia Rigamonti

Politecnico di Milano, DICA - Department of Civil and Environmental Engineering
(Environmental Section)

Email*: simone.rossi@polimi.it

Abstract

The development of renewable energy systems spread over the last decades, due to growing energy demands and environmental impacts of conventional fossil fuels. Biogas is an important bio-energy carrier and its production can contribute to valorize wastewaters (WW) residues and to recycle nutrients by producing soil fertilizers. Microalgal biomass is an optimal source for renewable biofuels, due to high productivities and the possibility to capture CO₂ from flue gases. However, several studies show that producing microalgae biofuel is often limited by nutrients and water availability. Cultivating microalgae on WW could overtake this limitation and could be integrated into treatment plants provided with anaerobic digesters, growing on digestate's nutrients. In this study, relevant publications are reviewed, focusing on Life Cycle Assessment of microalgae production systems situated in biogas plants treating wastewater residues.

1. Introduction

The exploitation of renewable and alternative sources of energy has remarkably spread over the past decades, in relation to the environmental impacts connected to the use of fossil fuels. Several biomasses were evaluated over time for the production of bio-fuels (Kocar and Civas, 2013; Kerckoffs and Renquist, 2013, Ioelovich 2015, Fantini, 2017). Nonetheless, many criticisms were raised for the competition with food crops (first-generation bio-fuels) and the immission of greenhouse gases (GHGs) in the atmosphere (second-generation fuels). Third-generation biofuels (as microalgae-based fuels) are those produced using feedstocks characterized by lower land use. The high photosynthetic yield and the ability to accumulate lipids in particular stress conditions, allowed microalgae to be cultivated in controlled environments and converted to bio-fuels with limited environmental impacts (Chisti, 2007). In addition to this, microalgae can use CO₂ as a carbon source from industrial emissions, allowing to couple algae cultivation with the mitigation of flue gases (Huntley and Redalje, 2006). The Life Cycle Assessment (LCA) is an ISO methodology (ISO 14044:2006), aiming to detect processes responsible for environmental burdens. In the last years, many studies were carried out to assess environmental impacts connected with microalgae-to-fuel facilities. Nevertheless, few applications for this particular pathway are reported. The aim of this work is to review a set of LCA studies, to stress environmental impacts related to biogas production through microalgae cultivation in recycled waters.

2. Literature review

A literature review was performed, basing on Scopus database. Only recent papers were taken in account, being the research limited to the years 2010-2017, leading to the selection of the following six publications: Collet et al., 2011 (ID = COL); Wang et al., 2013 (ID = WAN); Medeiros et al., 2014 (ID = MED); Soh et al., 2013 (ID = SOH); Shimako et al., 2016 (ID = SHI) and Quinn et al., 2013 (ID = QUI).

2.1. Functional units and system boundaries

In all selected papers, the main function was the production of biomass for energy purposes. Some diversity in FU, system boundaries and the management of by-products were reported, as highlighted in Table 1. System boundaries were not clearly defined in all studies and are not reported. As final products, the following were considered: heat, electricity, fertilizers, carbon dioxide and animal feed. Figure 1 reports the different process options found.

Table 1: Functional units, system boundaries and co-products for selected studies.

Id	Functional unit	Co-products
COL	1 MJ energy produced	Electricity
WAN	1 GJ biomethane produced	CO ₂ from biogas upgrading
MED	1 kg of biomass produced	Electricity
SOH	1 kg bio-oil produced	Electricity, animal feed, fertilizers
SHI	1 MJ energy produced	Heat, electricity, fertilizers
QUI	1 MJ energy produced	Heat, electricity

2.2. Inventory

2.2.1. Microalgae cultivation

Concerning microalgae cultivation, several aspects are relevant: cultivation systems, operating conditions, nutrients and CO₂ supply, electric energy and heat requirements. Figure 1 summarizes all processes taken into account in selected papers.

Microalgae can be produced in open ponds and photobioeractors (PBRs). Open ponds (or raceway, RWs) are simple natural or artificial ponds, in which water reaches 20-50 cm to ensure light penetration. RWs can be realized with concrete, polyvinyl-chloride or polyurethane and mixing is usually achieved with steel or plastic paddlewheels. PBRs are closed systems, with no exchange between algae and the atmosphere. PBRs are designed to optimize light diffusion and to protect the cultures from external contaminations (e.g. predators or viruses).

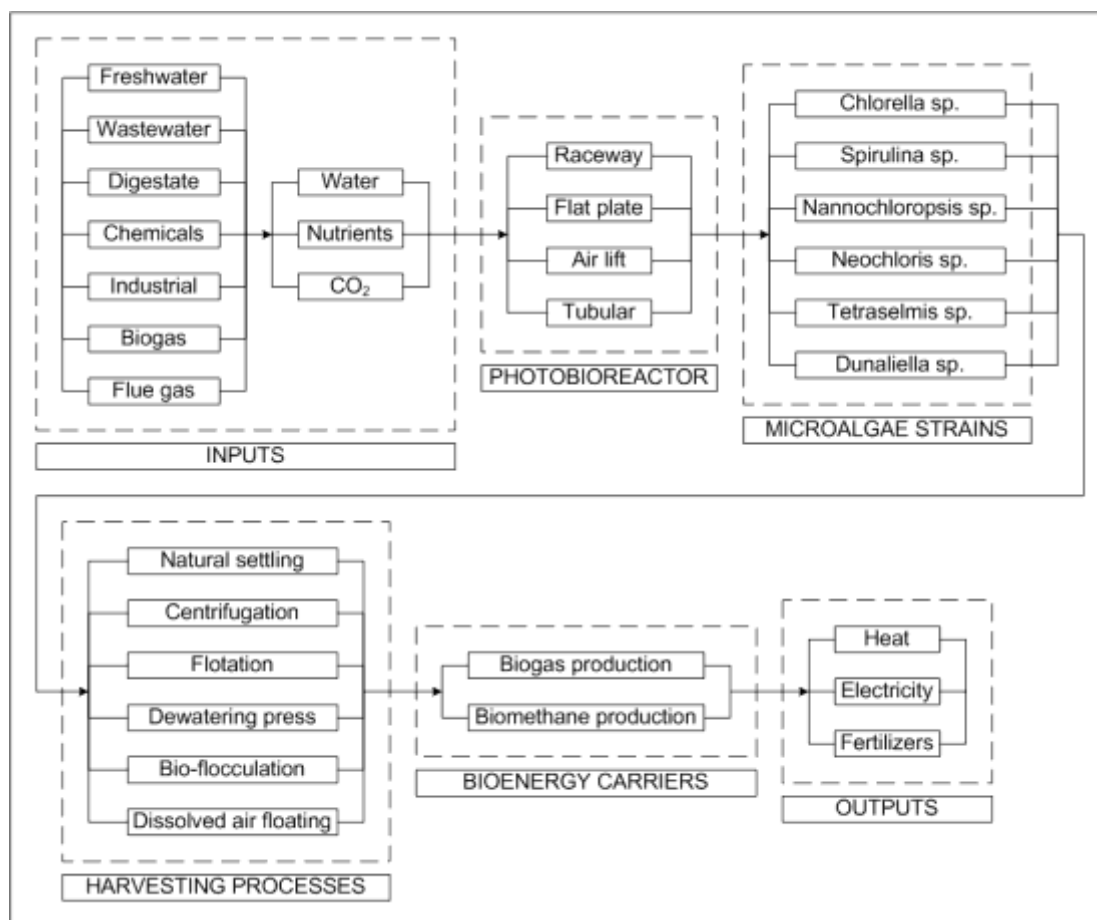


Figure 1: Different process options found in the selected works (in terms of inputs, cultivation and harvesting processes, bio-energy carriers, outputs).

A main advantage of PBRs is that operational parameters can be easily controlled. PBRs are realized with transparent materials (glass, plastic or polycarbonate) and several typologies of reactor were developed: tubular, flat plate, airlift among others. These systems allow much higher productivities, up to 1-2.5 g L⁻¹ d⁻¹, than RW reactors (Molina et al., 2001). The main disadvantages are: the lower enlightened surfaces (due to self-shading of concentrated cultures), higher operational and investment costs and the necessity to strip the produced O₂, since over-exposures can result toxic. For these reasons, PBRs are mainly adopted for the extraction of high-value biomolecules, whereas open ponds are generally adopted for microalgae mass cultivation, due to lower investment and operational costs. On the other side, one of the main disadvantages of RW is the high surface requirement (Chisti, 2007). Other commonly reported disadvantages are: the dependence from environmental conditions, the higher risk of external contaminations and the high evaporation rates.

As reported in literature (Falkowski and Raven, 1997), microalgae productivities are species-dependant and can be highly influenced by environmental conditions (mainly temperature, pH and light intensity). Thus, productivity and

biomass concentrations can significantly vary. Table 2 shows the results obtained in the analysis, in terms of cultivation systems and productivities.

Table 2: Microalgal species, kind of reactor, productivities and microalgae concentrations in the considered studies (RW = Raceway, FP = Flat-plate photobioreactor, AL = Airlift reactor).

ID	Microalgae Species	Reactor	Productivity [g m ⁻² d ⁻¹]	Concentration [kg m ⁻³]
COL	<i>Chlorella</i>	RW	25	0.5
WAN	<i>Spirulina</i>	FP	-	
MED	<i>Nannochloropsis</i>	RW, FP	-	RW: 0.35 FP: 2.7
SOH	<i>Neochloris</i> , <i>Chlorella</i> , <i>Nannochloropsis</i> , <i>Tetraselmis</i>	RW, AL	-	
SHI	<i>Dunaliella</i>	RW	0.03	0.4
QUI	<i>Nannochloropsis</i>	RW	0.025-0.05	

Carbon dioxide is a necessary element for autotrophic organisms as algae. However, CO₂ concentrations in atmosphere (about 400 ppm_v) does not allow reaching high productivities, thus external additions are often needed. Adding industrially-produced CO₂ negatively affects the environmental impact of microalgae facilities and the use of recycled carbon dioxide is regarded as a key factor in the majority of LCA studies. The main options for CO₂-recovery are: the use of flue gases from internal combustion engine (ICE) and the biogas upgrading (Table 3).

Nutrient requirements (N, P, K) can vary, depending on the selected microalgae strain and the physiologically-induced stress. In many algae refineries, nutrients are provided by adding chemical fertilizers. In order to reduce nutrients depletion, several authors suggested recycling nutrients from wastewaters. Table 3 reports different nutrient and CO₂ sources, as found in the reviewed papers.

Sources of nutrients can have important consequences on energy/environmental assessments, since different sources have different production systems, thus, impacts may significantly differ. Using wastewaters such as digestate from anaerobic digestion (AD), desalination concentrate or urban wastewaters allows reducing freshwater and chemicals resources. However, it must be noticed that the nutrient concentration in wastewaters always present a certain variability as a function of different factors (seasons, weather conditions and habits of the population).

Table 3: Different nutrient and carbon dioxide sources used in the selected publications.

ID	Nutrient source	CO ₂ source
COL	Digestate	Biogas upgrading, industrial
WAN	Digestate	Biogas upgrading
MED	Desalination concentrate, wastewater	Flue-gas
SOH	Digestate, industrial (NaNO ₃ , KH ₂ PO ₄)	-
SHI	Industrial (NH ₄ NO ₃ , superphosphate)	Flue-gas (13.6%)
QUI	Digestate, Urea, Industrial ((NH ₄) ₃ PO ₄)	Flue-gas (15%)

Other inputs for microalgal cultivation include electricity and heat. These two factors often differ within the studies. Electricity mixes are usually determined by the country where the production is set. In some publication, energy consumptions covered by auto-consumptions are explicitly reported. Table 4 shows energy and heat sources, as well as auto-consumption contributions. It must be noticed that environmental impacts can vary, according to chosen electricity mixes, and the reduction of GHGs by producing bio-fuels from microalgae is strongly correlated with the origin of electricity.

Table 4: Electricity, heat sources and auto-consumptions.

Id	Electricity mix	Heat source	Auto-Consumption
COL	European	Biogas	Heat
WAN	Sweden	Natural gas, Biogas	Heat, Electricity
MED	Brazil, United States	Biogas	-
SOH	United States	-	Electricity
SHI	France	Biogas	Heat
QUI	United States	-	Heat, Electricity

2.2.2. Harvesting and concentration

One of the major bottlenecks of bioenergy production from microalgae is represented by the energy consumption of concentration methods. In selected studies, a large variety of harvesting methods are adopted for biomass concentration, dewatering or drying. Table 5 shows the conditioning technologies and the obtained dry matter in mentioned studies. Centrifugation is considered the most efficient process for algae dewatering, however, it is highly energy-consuming (Molina Grima et al., 2003) and alternative methods as the solar drying should be preferred with respect to environmental burdens.

Table 5: Conditioning technologies and relative efficiencies (C = Centrifugation, F = Flotation, DWP = Dewatering press, DAF = Dissolved air flotation).

ID	Conditioning technology	Dry matter
COL	Natural settling, Centrifugation	C: 30%
WAN	Natural settling, Centrifugation	6.6%
MED	Natural settling, Centrifugation, flotation, solar drying	-
SOH	-	-
SHI	Flotation, Dewatering press	F: 1%;DWP: 20%
QUI	Centrifugation, Bio-flocculation, Dissolved air flotation	DAF: 10%;C:20%

2.2.3. Energy production

The production of electric energy from microalgae generally exploits three different energy carriers: electricity from direct combustion of algae biomass, biodiesel production by trans-esterification and biogas production from AD process. As stated before, this review aims to compare different biogas systems, thus other energy carriers are not taken into account. Biomass can be

converted into biogas by means of the anaerobic digestion of bulk or dewatered microalgae slurry. Biogas upgrading to biomethane was reported in two studies, in particular by CO₂ adsorption in pressurized water. Table 6 reports available data on biogas potential for the selected publications.

Table 6: Methane potential for microalgae digestion.

ID	Methane potential [L CH ₄ g VSS ⁻¹]	Biogas upgrading
COL	0.292	Yes
WAN	0.292	Yes
MED	-	No
SOH	-	No
SHI	-	No
QUI	0.33	No

2.3. Environmental impact assessment

The estimation of all resources, products and emissions required to produce one unit of the functional unit is evaluated during the inventory phase. Inventory data are then used to determine environmental impacts and energy balances.

With respect to energy balance, the Net Energy Ratio (NER) is one of the most adopted metrics, representing the ratio of produced/consumed energy. The ratio should be less than 1, in order to ensure that more energy is created than consumed. The majority of the studies include an environmental impact assessment in their results. GHGs reduction was reported for the totality of studies (excluding Wang, 2013, that only reported an energy assessment). Global warming (GW) was in fact the most cited impact category, even if some studies (Collet et al, 2011, Soh et al., 2013) also reported other categories. In particular, the most accurate study was provided by (Collet et al, 2011), including as impact categories: abiotic depletion (AD), acidification (AC), eutrophication (EU), ozone depletion (OD), human toxicity (HT), photochemical oxidation (PO), ionizing radiations (IR) and land use (LU). Assessed features are reported in Table 6, showing energy assessment and environmental impact categories.

Table 6: Energy assessment and environmental impact categories for selected studies.

ID	Energy assessment	Impact categories
COL	NER	AD, A, EU, GW, OD, HT, PO, IR, LU
WAN	NER	-
MED	-	GW
SOH	-	EU, GW
SHI	NER	GW
QUI	NER	GW

3. Recommendations

Life cycle assessment is a standardized method for determining environmental burdens related to a specific system or product. Its correct application can successfully be exploited to identify environmental implications and it helps to improve existing processes. A number of publications can be found in literature, regarding LCA of microalgae-based products, especially about the production of biofuels. Nonetheless, a large number of these publications is still affected by some limitations. One of the main limits is that the goal and scope process, as it is defined by ISO standards, is not properly applied, resulting in the absence of a clear definition of the goal, the functional unit and the system boundary. In other cases, some important processes or parameters are not considered in the assessment, such as the carbon dioxide or nutrient inputs and the management of co-products. Another major problem is that publications often referred to as LCA studies only include a limited number of environmental impacts. Typically, the authors focus on GHGs emissions for defining the potential global warming or on the energy use of the analyzed processes. Coupling LCA with LC-EIA (Life Cycle Environmental Impacts Assessment) would be an important step for addressing local and regional environmental implications, by considering site-specific impacts rather than only global impacts and by indicating other environmental problems to be solved (Reinhardt, 2016, IFEU & IUS, 2014). Another important aspect to consider when approaching to LCA of microalgae-based processes is the necessity to enlarge the scope of production systems to all possible applications other than biofuels production or wastewater treatment. Possible applications of the microalgae-to-biogas processes are: the production of soil fertilizers, animal feed, bio-oils, cosmethics, and high-value biomolecules.

4. Conclusions

In this paper six publications about LCA and biogas production from microalgae were reviewed. The review illustrated the high variability of assumptions made for technological and environmental performances of the processes involved in the transformation of microalgae to biogas. The main conclusion of the analysis is that there is a real difficulty to compare environmental burdens for the proposed setup. An objective need for a set of LCA guidelines emerges, allowing to both compare different works and to adopt LCA tools for designing new microalgae-to-biogas sustainable systems. In addition to this, from the study emerged that few factors negatively affect both energy and environmental impacts of microalgae-based biogas systems and still need to be improved. In particular, heating systems (needed to achieve higher biomass productivities and growth-rates) are responsible for a decrease of NER of algal biorefineries. Another adverse effect is the attempt to increase lipid productivity, since this would lead to a decrease in the amount of biomass fed to anaerobic digestion, also decreasing the overall energy and heat production. An improvement in this sense may be the use of remaining fractions for the production of lower-value products. However, the use of wastewaters as nutrient source and flue-gases as CO₂-source, instead of chemicals and fertilizers, will results in consistent

reductions of energy requirements and GHG emissions, making the process way more sustainable.

5. References

- Abdel-Raouf, N, Al-Homaidanb AA, Ibraheemb, IBM, 2012. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi J. Biol. Sci.* 19(3), 257–275.
- Caporgno, MP, Trobajo, R, Caiola, N, Ibáñez, C, Fabregat, A, Bengoa, C, 2015. Biogas production from sewage sludge and microalgae co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. *Renew. Energ.* 75, 374–380.
- Chisti, Y, 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnol. Adv.* 25 (3), 294-306.
- Collet, P, Hélias, A, Lardon, L, Ras, M, Goy, RA, Steyer, JP, 2011. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. *Biores. Technol.* 102, 207-214.
- Falkowski, P, Raven, J, 1997. *Aquatic Photosynthesis*.
- IFEU & IUS, 2014. Integrated sustainability assessment of the BIOCORE biorefinery concept
- Ioelovich, M, 2015. Recent findings and the energetic potential of plant biomass as a renewable source of biofuel – A review. *BioResources* 10, 1879-1914
- ISO, 2006. ISO 14044:2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.
- Fantini, M, 2017. Biomass availability, potential and characteristic. *Lect. Notes Energy* 57, 21-54
- Kerckoffs, H, Renquist, R, 2013. Biofuel from plant biomass. *Agron. Sustainable Dev.* 33, 1–19.
- Kocar, G, Civas, N, 2013. An overview of biofuels from energy crops: Current status and future prospects. *Renew. Sustainable Energ. Rev.* 28, 900–916.
- Medeiros et al., 2014. Energy production from microalgae biomass: carbon footprint and energy balance. *J. Clean. Prod.* 96, 493-500.
- Molina, E, Ferna, J, Ación, FG, Chisti, Y, 2001. Tubular photobioreactor design for algal cultures. *J. Biotechnol.* 92, 113–131.
- Molina Grima, E, Belarbi, EH, Ación Fernández, FG, Robles, M, Chisti, Y, 2003. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnol. Adv.* 20, 491-515.
- Quinn, JC, Smith, TG, Downes, C, Quinn, C, 2013. Microalgae to biofuels lifecycle assessment — Multiple pathway evaluation. *Algal Res.* 4, 116-122.
- Reinhardt, G, 2016. Proceedings of “Algae Europe 2016 Conference”, Madrid, Spain, 13-15 December 2016.
- Sheehan, J, Dunahay, T, Benemann, J, Roessler, P, 1998. Look back at the US department of energy's aquatic species program – biodiesel from algae. NREL.
- Shimako, AH, Tiruta-Barna, L, Pigne, Y, Benetto, E, Gutierrez TN, Guiraud, P, Ahmadi, A, 2016. Environmental assessment of bioenergy production from microalgae based systems. *J. Clean. Prod.* 139, 51-60.
- Soh, L, Montazeri, M, Haznedaroglu, BZ, Kelly, C, Peccia, J, Eckelman, MJ, Zimmerman, JB, 2013. Evaluating microalgal integrated biorefinery schemes: Empirical controlled growth studies and life cycle assessment. *Biores. Technol.* 151, 19-27.
- Wang, X, Nordlander, E, Thorin, E, Yan, J, 2013. Microalgal biomethane production integrated with an existing biogas plant: A case study in Sweden. *Appl. Energy.* 112, 478-484.

Yen, HW, Ho, SH, Chen, CY, Chang, JS, 2015. CO₂, NO_x and SO_x removal from flue gas via microalgae cultivation: A critical review. *J. Biotechnol.* 10, 829–839.

Carbon footprint performance of public school lunch menu provided by an Italian catering company

Matteo Simonetto¹, Chiara Pieretto¹, Alessandro Manzardo¹,

Lucia Cammisa^{2*}, Maria Leida Putin², Antonio Scipioni^{1*}

¹CESQA (Quality and Environmental Research Centre), University of Padova,
Department of Industrial Engineering, Via Marzolo 9, 35131 Padova, Italy

Email*: scipioni@unipd.it

²Serenissima Ristorazione S.p.A., Viale della Scienza 26, 36100 Vicenza, Italy

Email*: lucia.cammisa@grupposerenissima.it

Abstract

The quantification of greenhouse gas emissions of meals provided by an Italian catering company to four school age ranges (nursery, infant, elementary and secondary) of Rome was performed according to ISO/TS 14067:2013. The impact assessment allowed to quantify the GHG emissions of each different school lunch menu splitted into summer and winter seasonal menu, starting from the raw materials necessary to make the different meals included in the menus, ending to the final disposal of the wastes. The results highlight that raw materials, with an average incidence among the four grade levels of more than 50% of the overall impacts, is the life cycle stage with the highest impact on the total carbon footprint value of the whole menu. Moreover, second courses represent the main contribution to the raw materials life cycle stage impacts, with an average incidence among the four grade levels of more than 60%.

1. Introduction

The awareness about the increasing environmental impacts of anthropogenic activities on the environment has led in recent years the scientific community of life cycle to perform more and more studies aimed to assess the environmental performances of many different product systems, especially focusing on the evaluation of greenhouse gas emissions of food products (Clune et al., 2016) since agricultural production account for about 19-29% of the global GHG emissions (Veremulen et al., 2012; Notarnicola et al., 2017).

Considering the public catering service provided by many different national catering companies, usually cost, nutrition standards and customer behavior are the main factors considered by the school lunch programs when deciding the combination of meals in the menus. However, according to the criteria of the GPP (Green Public Procurement) policies introduced by the European Commission (EC, 2004), it is important to consider also the possibility to offer an increasingly environmental friendly catering service, adopting for example assessment tools like the life cycle assessment for gaining information useful to implement policies for the reduction of the environmental impacts generated by the whole catering service.

Adopting a life cycle approach (from cradle to grave) the goal of this study was to evaluate the greenhouse gas emissions, in terms of CO₂ eq, of the school lunch menu provided by the Italian catering company Serenissima Ristorazione

S.p.A. to four different school age ranges (nursery, infant, elementary and secondary) of Rome, highlighting the life cycle stages that mainly affect the value of carbon footprint of each school lunch menu, understanding also how the different meal courses may affect the results.

2. Materials and methods

2.1. Goal and scope definition

The functional unit of this study was a lunch menu of 9 weeks, consisting of first courses, second courses, siders and desserts, prepared, served and consumed by a single student at school canteen, considering also the packaging represented by the tableware.

The time boundaries were fixed in 9 weeks (45 days) since this period represents the cycle menu adopted by the company to plan the catering service provided to each different school age ranges. In this study, thus, the term menu represents the sum of all the single daily menu made of a combination of many meals different for each day during the cycle.

The system boundaries were fixed according to the schematic flow chart of figure 1, considering the main input and output fluxes of the life cycle stages and adopting as time boundary the academic year 2015-2016.

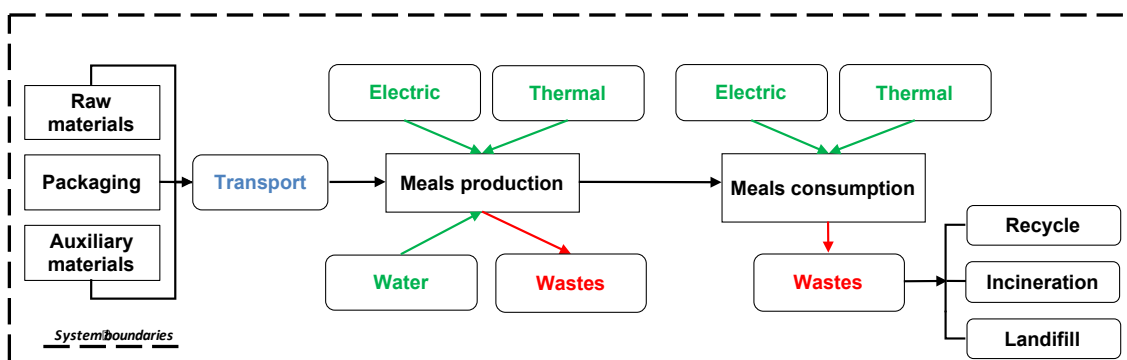


Figure 1: Schematic representation of the system boundaries of the study.

Each life cycle stage was assessed considering all the processes generating GHG emissions:

- Raw materials: starting from their production, considering also the different intermediate treatment processes and their transport to the school canteens;
- Packaging: corresponding to the tableware used by the students at the school canteens during the meals consumption;
- Production: considering food ingredients processing at the school canteens to make the meals, as well as all inputs and outputs (i.e. energy consumptions, wastes production, etc.);

- Distribution: necessary only to move the ready meals from one school canteen to another where kitchen equipments to make meals are missing;
- Use: considering the meals consumption by the students at the school canteen, including energy consumption at the school canteen;
- Disposal: corresponding to the final dismissal of tableware and food wastes.

2.2. *Inventory*

The meals of the menus were modelled according to the primary information about their specific recipes, corresponding to a total amount of 116 meals combined in 45 different ways to have the summer seasonal menu and in other 45 different ways to have the winter seasonal menu.

Primary data was collected about the different kinds of food ingredients (pasta, eggs, bread, ice cream, vegetables, fruits, meats, fishes, dairy products, spices for a total amount of 135) and their crude weights, to make meals provided by each menu of the different school age ranges (nursery, infant, elementary and secondary).

Moreover, it was possible to have primary data about chemicals used for the canteens cleaning, tableware composition and transport of ready meals to canteens without kitchen equipments.

Considering meals preparation, since it was not possible to collect specific information from the schools (more than 100) of the city involved in the catering service, data about water consumptions, as well as electric and thermal energy consumptions were collected from a production plant of the company assumed as reference. For these data, a mass allocation was adopted.

Finally, data about production of raw materials and packaging, use phase and disposal coming from a deep analysis and selection of secondary data from datasets and literature review of international scientific publications and national institutions (i.e. ISPRA) were adopted.

2.3. *Impact assessment*

Greenhouse gas emissions accounting was performed according to ISO/TS 14067:2013 (ISO, 2013), adopting the IPCC 2013 GWP 100a impacts assessment method (IPCC, 2013).

Furthermore, environmental impact assessment was performed through the LCA software SimaPro 8.0.5.13 (Prè, 2014), adopting the widely-accepted datasets Ecoinvent v3.1 (Ecoinvent, 2014) and Agri-footprint v1.0 (Agri-footprint, 2014).

3. Results and discussion

The results of carbon footprint assessment of summer and winter seasonal menus, provided by Serenissima Ristorazione S.p.A. to the four different school age ranges (nursery, infant, elementary and secondary) of Rome, are shown in table 1 in absolute terms according to the different life cycle stages. Moreover, the same results are shown in figure 2 in percentage terms according to the different incidence of each life cycle stage on the final results of each menu.

Table 1: Carbon Footprint results according to each life cycle stage and functional unit.

Life cycle stage	NURSERY (kg CO2 eq / F.U.)		INFANT (kg CO2 eq / F.U.)		PRIMARY (kg CO2 eq / F.U.)		SECONDARY (kg CO2 eq / F.U.)	
	SUMMER	WINTER	SUMMER	WINTER	SUMMER	WINTER	SUMMER	WINTER
Raw materials	38,181	39,578	45,854	48,850	64,349	71,112	73,834	78,582
Packaging	21,403	21,403	21,403	21,403	21,403	21,403	21,403	21,403
Production	24,319	24,319	24,430	24,430	24,597	24,597	24,764	24,764
Distribution	0,135	0,135	0,135	0,135	0,135	0,135	0,135	0,135
Use	0,305	0,330	0,305	0,330	0,305	0,330	0,305	0,330
Disposal	1,597	1,597	1,597	1,597	1,597	1,597	1,597	1,597
Total	85,940	87,361	93,723	96,744	112,385	119,174	122,038	126,811

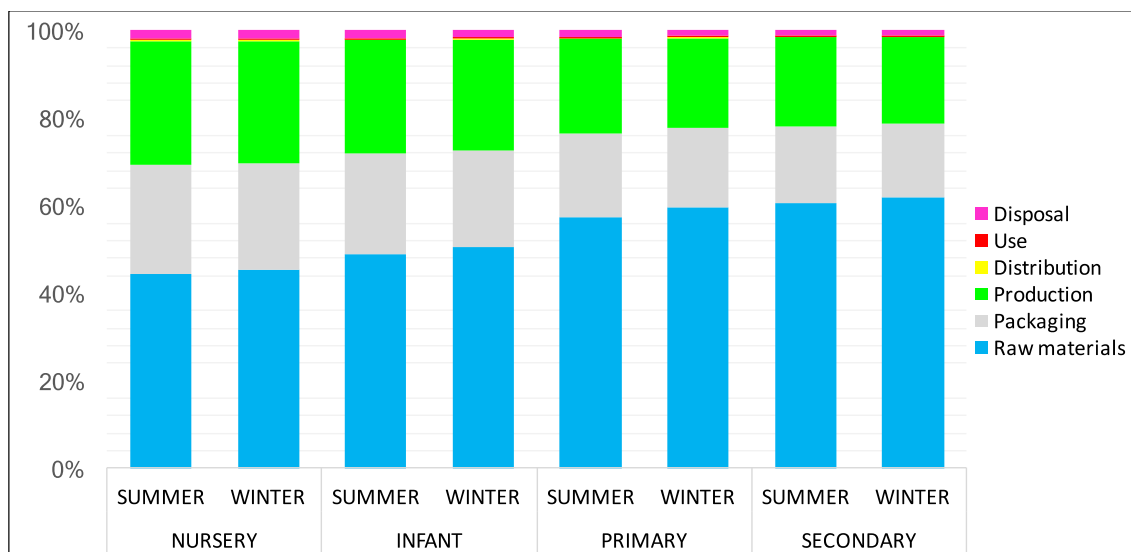


Figure 2: Carbon footprint impact results in terms of percentage.

Results listed in table 1 show a higher carbon footprint value of the life cycle stage raw materials for each menu, with an incidence among the four grade levels ranging from about 44% of the nursery summer seasonal lunch menu, to about 62% of the secondary winter seasonal lunch menu.

Considering the other life cycle stages, packaging (thus tableware used by the students at the school canteens) and production represent the other main contributions to the whole carbon footprint of each menu, with an average incidence respectively of about 20% and 24%.

According to the results of table 1 it is possible to observe also that, except for the life cycle stage raw materials, all the others are characterized approximately by the same impact values. This is mainly due to the assumptions adopted necessary to perform the analysis in this study.

Focusing on raw materials, impact values of winter seasonal menus are higher than those of summer seasonal menus because of the adoption of different kinds of food ingredients, with a greater use in winter seasonal meals of meats characterized by higher emission factors (i.e. lamb and cattle) than those used in summer meals. Moreover, the increase of impact values from nursery to secondary school level grade depends on the adoption of crude weights of food ingredients that increase with the increase of school level.

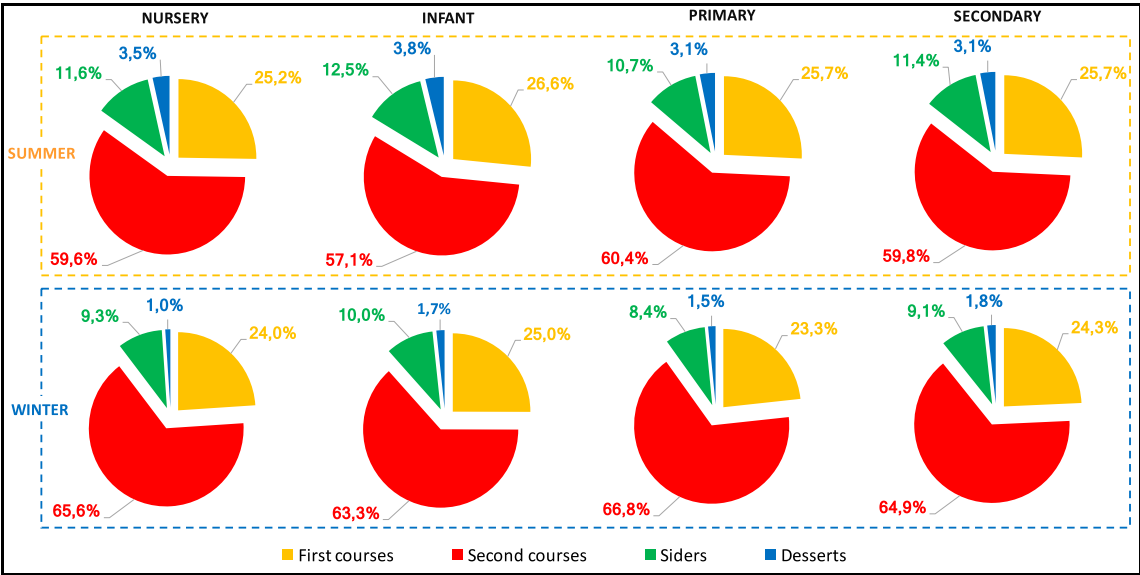


Figure 3: Characterization of raw materials impacts values according to meal courses.

According to the results of figure 3, the characterization of impacts values of raw materials according to the different groups of meals highlights that second courses are the main contribution to this life cycle stage, with an average incidence among the four grade levels of about 59% for the summer seasonal menus and about 65% for the winter seasonal menus. Finally, considering the impact incidence of desserts on raw materials, its consistent variation between the seasonal menus is mainly due to the presence of ice cream in the summer seasonal menus.

4. Conclusions

The results obtained in this study highlight that the hot spot life cycle stages of each menu subjected to the assessment are raw materials, with an average incidence among the four grade levels (nursery, infant, primary, secondary) of more than 50% of overall impacts, production, with an average incidence of 20%, and packaging, with an average incidence of 24%.

Moreover, a detailed analysis of raw materials performed according to the different groups of meal courses considered in the assessment (first courses, second courses, siders and desserts) shown that second courses are those characterized by the highest impact on raw materials life cycle stage, with an average incidence among the four grade levels of more than 60%.

Finally, the results obtained in this study represents the starting point for the company to implement future strategies for the reduction of the environmental pressures arising from its catering service, meeting the specific criteria of the GPP policies introduced by the European Commission (EC, 2004). Surely a reduction in GHG emissions could be achieved by changes in menus composition, according to the information provided by the results of this study.

5. References

- Agrifootprint, 2014, Agri-footprint – Part 2 – Description of data – Version 1.0 Gouda, the Netherlands (www.agri-footprint.com).
- Clune, S, Crossin, E, Verghese, K, 2016. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 140, Part 2, 766-783.
- Ecoinvent, 2014, internet site of “Swiss Centre for Life Cycle Assessment”, provider of dataset ecoinvent (www.ecoinvent.ch).
- EC, 2004, 2004/18/EC of the European Parliament and of the Council of 31 March 2004 on the coordination of procedures for the award of public works contracts, public supply contracts and public service contracts.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ISO/TS, 2013. *ISO/TS 14067: Greenhouse Gases - Carbon Footprint of Products - Requirements and Guidelines for Quantification and Communication (Technical Specifications)*. International Organization for Standardization, Genève.
- Notarnicola, B, Sala, S, Anton, A, McLaren, SJ, Saouter, E, Sonesson, U, 2017. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: a review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 140, 399-409.
- PRéConsultants, 2014, Holland. Software SimaPro version 8.0.5.13 (www.pre.nl).
- Vermeulen, SJ, Campbell, BM, Ingram, JSI, 2012. Climate change and food system. *Annual Review of Environment and Resources*, Vol. 37, 195-222.

Analisi di sostenibilità del sistema di gestione dei rifiuti solidi in Baalbek (Libano)

Rosangela Spinelli^{1*}, Anna Maria Ferrari¹, Paolo Neri¹, Alessandra Bonoli²

¹ Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria, via Amendola, 2 - Reggio Emilia

² Università di Bologna, Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali, via Terracini 28 - Bologna

Email*: rosangela.spinelli@unimore.it

Abstract

Obiettivo dello studio è l'analisi della soluzione per la gestione dei Rifiuti Solidi Urbani del distretto di Baalbek, in Libano. Tale analisi è stata eseguita nell'ambito del progetto "Integrated Waste Management in Baalbek Caza", finanziato dal programma comunitario ENPI-Med, mirato a diffondere tecnologie ambientali pulite e innovative nelle regioni del Medio Oriente. L'analisi svolta segue un approccio multi prospettico, focalizzato sui tre pilastri della sostenibilità (economico, ambientale e sociale). La valutazione ambientale del sistema, svolta mediante l'analisi del ciclo di vita, basata sulla metodologia Life Cycle Assessment, è integrata da un'analisi economico-finanziaria e da considerazioni di natura legislativa, istituzionale, politica, culturale e sociale. Una quantificazione dei vantaggi sociali, legati alla realizzazione del progetto, è stata introdotta nello studio di Life Cycle Assessment inserendo alcuni indicatori costruiti ad hoc.

1 Introduzione

In Libano, la responsabilità sulla gestione dei rifiuti solidi urbani (RSU) è assegnata ai singoli Comuni. La mancanza di fondi, il debole know-how tecnico, l'assenza di un numero di discariche sufficienti e un debole sistema fiscale ha condotto la maggior parte dei Comuni a porre minima attenzione sulla questione, determinando un problema ambientale diffuso. Per moltissimi anni, e in parte ancora oggi, la pratica più diffusa per lo smaltimento dei rifiuti è stata l'abbandono ai bordi delle strade o in discariche aperte e non controllate, dove si ricorreva spesso all'innescio di incendi per ridurne le dimensioni. Negli ultimi anni, sono state registrate in tutto il Paese più di 700 discariche illegali e non sicure, alcune delle quali stanno diventando un grave problema sia in termini economici che ambientali. Presa coscienza di questi aspetti, le autorità locali hanno iniziato a considerare la gestione dei RSU una delle priorità da affrontare. Il Governo Libanese, nel 2006, ha elaborato un Piano per la risoluzione del problema della gestione dei RSU. Il Piano, proposto dal Consiglio per la Ricostruzione e lo Sviluppo e approvato dal Ministero dell'Ambiente libanese, prevede l'implementazione di numerosi progetti in diverse aree del Paese. I progetti si differenziano per caratteristiche, obiettivi e standard da raggiungere, in funzione della regione del Libano coinvolta. In particolare, il Piano prevede la suddivisione del Libano in 4 aree di servizio che presentano contesti economici, sociali e istituzionali completamente differenti e le cui esigenze, anche relative al sistema di gestione dei rifiuti urbani, appaiono molto diverse:

- Nord del Libano
- Bekaa e Baalbek
- Sud del Libano e Nabatiyeh
- Monte Libano e Beirut

Lo studio svolto e presentato in questo articolo analizza la soluzione individuata per la gestione dei RSU del distretto di Baalbek. Lo studio ricorre a un approccio multi-prospettico, che consenta di valutarne “l’appropriatezza”. Tale approccio è focalizzato sui tre aspetti della sostenibilità, economici, ambientali e sociali, che conseguono a tale scelta di gestione. Lo studio è stato svolto nell’ambito del progetto Integrated Waste Management in Baalbek Caza (Gharib N. 2016), rientra nell’ambito del programma comunitario ENPI-Med ed è mirato a diffondere tecnologie ambientali pulite e innovative nelle regioni del Medio Oriente. In un’area rurale, a circa 3 km dalla città di Baalbek, è previsto l’insediamento di un complesso di tre impianti strettamente interconnessi, attualmente dimensionati per servire esclusivamente l’Unione Comunale del distretto di Baalbek la cui capacità, in futuro, potrebbe essere ampliata, estendendo il servizio anche ai Comuni del distretto di Hermel. Il complesso prevede la realizzazione di un impianto per il trattamento meccanico biologico (TMB) dei RSU indifferenziati, un impianto pilota per la produzione di biogas e una discarica sanitaria che insieme prendono il nome di *Waste Compound*. L’approccio multi-prospettico è realizzato attraverso una valutazione ambientale del sistema mediante l’analisi del ciclo di vita basato sulla metodologia Life Cycle Assessment - LCA (ISO 14040-2006), affiancata da un’analisi economico-finanziaria sulla gestione e integrata da considerazioni di natura legislativa, istituzionale, politica, culturale e sociale. La quantificazione dei vantaggi sociali, legati alla realizzazione del progetto, è stata inoltre introdotta nello studio LCA inserendo alcuni indicatori costruiti ad hoc.

2 Materiali e Metodi

2.1 Valutazione di impatto ambientale

2.1.1 Definizione dell’obiettivo e campo di applicazione

L’obiettivo dell’analisi LCA è l’individuazione dei principali impatti ambientali derivanti dal trattamento e dallo smaltimento dei RSU del distretto di Baalbek all’interno del complesso di impianti definito *Waste Compound*. Le funzioni del sistema sono:

- un servizio al cittadino che corrisponde al trattamento e allo smaltimento dei RSU presso il *Waste Compound*. Il sistema include l’insieme dei processi di classificazione e selezione (impianto TMB), compostaggio e digestione anaerobica della sola componente organica dei RSU (impianto pilota per la produzione di biogas) e, infine, lo smaltimento in discarica sanitaria della frazione definita “resto di cernita” (materiale né riciclabile né compostabile, come pneumatici, stoffe e scarpe);
- produzione di energia elettrica da biogas mediante un impianto di cogenerazione; il 20% dell’energia prodotta, in funzione del tipo di

tecnologia utilizzata, viene richiesta dallo stesso impianto, mentre la porzione restante può essere venduta o distribuita ad altri impianti, sottoforma di calore, vapore o energia elettrica;

- flussi di materiale destinati al riciclo provenienti dalle attività di selezione meccanica dell'impianto TMB (carta, plastica, vetro, acciaio, alluminio, rame).

Come unità funzionale del sistema per lo studio di LCA è stata considerata la quantità di rifiuti trattata durante il primo anno di attività del *Waste Compound*, pari a 21.900 tonnellate all'anno. I confini del sistema vanno dalla raccolta dei rifiuti a Baalbek al conferimento di una loro porzione in discarica. I materiali che vengono recuperati e riciclati sono considerati come coprodotti del sistema.

2.1.2 Analisi di inventario

L'analisi di inventario, relativa ai dati sulle quantità trattate e sulle dimensioni delle attrezzature, è stata condotta utilizzando dati primari e secondari. I dati relativi ai RSU trattati sono primari. I dati relativi ai consumi energetici sono stati stimati mediante le schede tecniche dei macchinari. I dati relativi ai processi di trattamento sono stati ricavati da studi precedenti o da processi presenti nel database EcolInvent2, opportunamente modificati per renderli più rappresentativi della realtà del *Waste Compound*. Per l'energia elettrica di rete libanese è stato costruito un processo ad hoc secondo il mix energetico indicato dall'Agenzia Internazionale dell'Energia. I processi inclusi nell'inventario sono riportati nello schema a blocchi (Fig1):

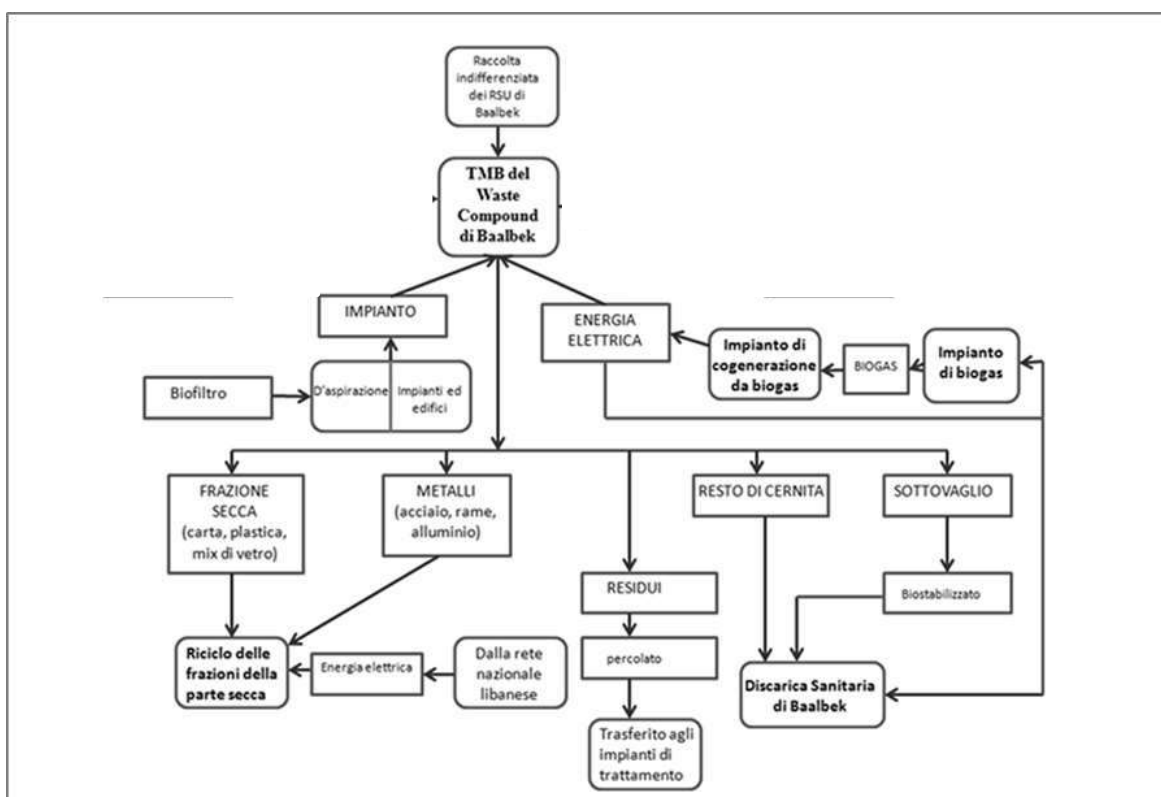


Figura 1: Flow chart del sistema dei RSU indagato.

2.1.3 Valutazione dell'impatto

L'analisi é stata condotta utilizzando il codice di calcolo SimaPro 8.0.1 sviluppato dalla Pré (Product Ecology Consultants, NL) e facendo la valutazione dell'impatto con il metodo IMPACT 2002+ (Jolliet et al. 2003). Sono state introdotte alcune modifiche al metodo tra le quali:

- nella categoria *Mineral Extraction* sono state introdotte le seguenti risorse: *Silver, in ground, Silver, 0,001%, in crude ore, in ground, Lithium, in ground, Gravel, in ground, Sand, in ground, Bromine, in ground* e diverse tipologie di acque di falda presenti nella categoria d'impatto Minerals del metodo Eco-Indicator99.
- nella categoria *Respiratory inorganics* sono stati considerati tutti i tipi di *Particulates* presenti nelle banche dati attribuendo loro i coefficienti di caratterizzazione che ad essi competono per similitudine con le tipologie presenti nella versione standard del Metodo.
- nella categoria *Land Occupation* sono state aggiunte le voci di *Transformation from* e *Transformation to* dei terreni corrispondenti alle relative voci di *Occupation*, già contemplate dal metodo, così come è riportato nel modello EPS 2000 (Steen, 2000). In *Land Occupation* sono stati considerati tutti i tipi di *Occupation* e sono state inseriti tutti i tipi di *Transformation from* e *Transformation to* relativi alle *Occupation*. I fattori di caratterizzazione delle *Occupation* nuove sono stati determinati supponendo una proporzionalità tra quelli presenti in IMPACT e quelli presenti nel metodo Eco-Indicator '99.



Figura 2: Valutazione dell'impatto per single score per categorie di danno con il metodo IMPACT 2002+.

L'analisi dei risultati (Fig.2) ha evidenziato che il danno totale è pari a 525,98 EcoPt ed è dovuto per il 37,24% alla categoria di danno *Human Health*, per il 3,63% a *Ecosystem quality*, per il 40,1% a *Climate Change* e per il 19,03% a *Resources*. In particolare il processo responsabile del maggior impatto ambientale è rappresentato dalla raccolta dei rifiuti nel distretto di Baalbek, (soprattutto a causa dei trasporti), seguito dal processo che rappresenta il trattamento dei rifiuti organici mediante digestione anaerobica (in particolare a causa dell'allocazione economica del processo multi-output che attribuisce alla

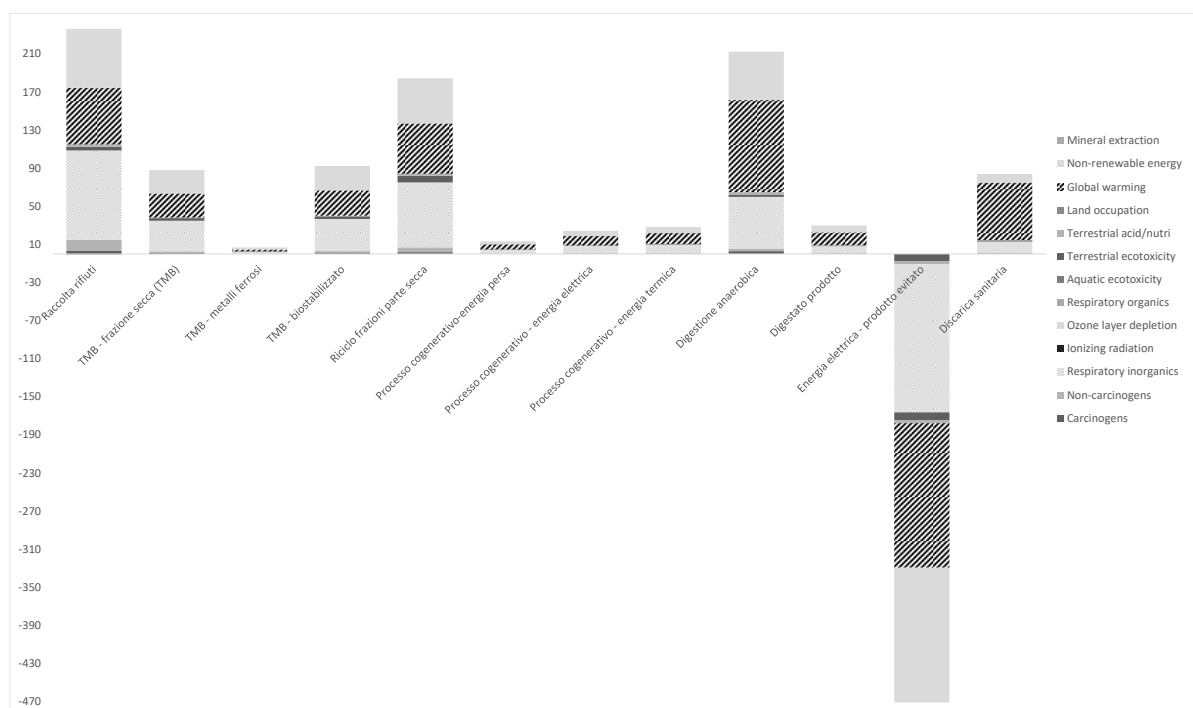


Figura 3: Valutazione dell'impatto per single score per categorie di impatto con il metodo IMPACT 2002+.

2.1.4 Calcolo dei costi interni e dei costi esterni

Lo studio LCA è stato completato quantificando in termini monetari il danno ambientale prodotto. Tale costo che si definisce esterno per distinguerlo da quello stabilito dal mercato, chiamato interno, rappresenta il costo sostenuto dalla Comunità (locale, nazionale, internazionale) per rimediare ai danni prodotti sull'ambiente. I costi esterni sono stati calcolati con il metodo EPS2000. Il Metodo EPS 2000, esprime il danno ambientale direttamente in unità monetarie (ELU equivalenti agli Euro), che corrispondono alla disponibilità a pagare (willingness to pay) da parte della comunità. La tabella 1 riassume i costi esterni causati dall'impatto ambientale e consente un confronto con i valori dei costi interni quantificati durante l'analisi economico-finanziaria del progetto. Per l'analisi economico-finanziaria sono state utilizzate le seguenti fonti di dati:

- per l'impianto TMB: a) dati forniti dai rappresentanti dell'Office of the Minister of State for Administrative Reform (OMSAR); b) dati forniti da membri della Cooperazione Italiana; c) dati ricavati da studi di letteratura;
- per l'impianto di Digestione Anaerobica sono stati utilizzati dati primari;
- per la Discarica Sanitaria, i dati sono stati per lo più stimati sulla base di informazioni relative a siti attivi con dimensioni e caratteristiche confrontabili.

Per tutti e tre gli impianti, sulla base di questi dati, si sono ricavati i costi d'investimento e di esercizio, il costo dell'energia elettrica, i ricavi (quelli relativi alla vendita del surplus di energia e i ricavi derivanti dall'erogazione del servizio di raccolta dei rifiuti nella regione (Sweep-Net., 2010)).

Tabella 1: Il calcolo dei costi interni e dei costi esterni.

Metodo	Human Health [ELU]	Ecosystem production capacity [ELU]	Abiotic stock resource [ELU]	Biodiversity [ELU]	Totale [€]
EPS 2000	5,52E+05	1,63E+05	7,87E+05	8,29E+03	1,51E+06
Costi interni					5,94E+05

L'analisi economica ha evidenziato che il costo interno è 0,394 volte inferiore al calcolato con EPS.

2.1.5 Indicatori sociali

Per completare lo studio LCA è stato analizzato il quadro di riferimento amministrativo e istituzionale, nonché il quadro di riferimento legale e sociale del progetto. Sono stati analizzati i vantaggi sociali derivanti dal sistema, quantificati attraverso alcuni indicatori costruiti ad hoc nell'ottica di integrarli con quelli definiti dall'*Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment*. Per effettuare l'analisi sono stati introdotti tre indicatori sociali:

- Occupazione (numero di posti di lavoro creati dal sistema)

È stata introdotta la categoria di impatto *Occupazione* con unità di misura p e con la substance *Posto di lavoro* con coefficiente di caratterizzazione 1. È stata creata la categoria di danno *Occupazione* con coefficiente di damage assessment -1. Tale categoria viene valutata con un fattore di peso 100. Il dato di input è il numero di posti di lavoro, misurati in p, relativi all'intero processo studiato.

- Funzione del sistema (gestione dei rifiuti solidi urbani)

E' stata introdotta la categoria di impatto *Funzione* con unità di misura p e con le substances:

Alimentazione con coefficiente di caratterizzazione pari a 1

Funzione domestica: con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.9

Funzione ludica: con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.5

Funzione pubblica: con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.6

Funzione religiosa: con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.6

Funzione della gestione dei rifiuti con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.8

Istruzione con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.8

Sanità con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.8

E' stata creata la categoria di danno *Funzione* con coefficiente di damage assessment -1. Tale categoria viene valutata con un fattore di peso 100. Il dato di input sono la/le funzione/i del sistema studiato (gestione dei rifiuti nel caso di Baalbek).

- Modalità di gestione scelta (rappresentativo della combinazione introdotta dal sistema di alternative del trattamento dei rifiuti).

E' stata introdotta la categoria di impatto *Modalità di gestione dei rifiuti* con unità di misura p e con le substances:

Abbandono dei rifiuti nell'ambiente con coefficiente di caratterizzazione pari a 0

Trattamento dei rifiuti con coefficiente di caratterizzazione pari a 1

Discarica con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.5

Produzione di energia elettrica da rifiuti con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.5

Incenerimento dei rifiuti con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.2

Riciclo dei rifiuti con coefficiente di caratterizzazione pari a 0.8

Raccolta dei rifiuti con coefficiente di caratterizzazione pari a 1

E' stata creata la categoria di danno *Modalità di gestione dei rifiuti* con coefficiente di damage assessment -1. Tale categoria viene valutata con un fattore di peso 100. I dati di input sono le frazioni di rifiuto in ingresso al sistema che subiscono i diversi trattamenti.

Su quest'ultimo indicatore si è valutata l'influenza dell'inserimento o meno del concetto di "percezione di priorità o d'importanza" che il cittadino possiede rispetto alle diverse modalità di gestione dei rifiuti. I dati di input sono sempre le frazioni di rifiuto in ingresso al sistema che subiscono i diversi trattamenti. In questo caso il fattore peso dei 7 indicatori, che rappresentano le alternative di gestione, si suppone venga assegnato in base ai risultati di un questionario, realizzato su un campione della popolazione di Baalbek, per conoscerne la "percezione di priorità o d'importanza" rispetto alle diverse modalità di gestione dei rifiuti. Nell'ordine i fattori di peso considerati la cui somma vale 100 sono:

- *Abbandono dei rifiuti nell'ambiente* (1)
- *Trattamento dei rifiuti* (9)
- *Discarica* (20)
- *Produzione di energia elettrica da rifiuti* (25)
- *Incenerimento dei rifiuti* (20)
- *Riciclo dei rifiuti* (10)
- *Raccolta dei rifiuti* (15)

Dall'analisi dei risultati è emerso che il vantaggio sociale diminuisce nel caso in cui si tiene conto della percezione. Attraverso campagne di sensibilizzazione si può far crescere la consapevolezza del cittadino, influenzando così il "peso percepito".

3 Conclusioni

La scarsità di dati primari sul progetto e le poche informazioni deducibili dai documenti a disposizione rappresentano un limite alla rappresentatività del contesto a cui si fa riferimento. I risultati ottenuti potrebbero essere migliorati

ricavando altre informazioni e dati anche sul campo. I risultati raggiunti in questa fase mostrano che il processo che produce il danno maggiore è quello che riguarda la raccolta dei rifiuti nel distretto di Baalbek, soprattutto a causa dei trasporti. I trasporti assumono un peso notevole in termini di impatto ambientale del sistema. Di conseguenza essi diventano un aspetto su cui focalizzare l'attenzione in fase di definizione del Piano di Gestione di tutta l'area. Ricorrendo infine a strumenti di cambiamento sociale si può far crescere la consapevolezza del cittadino rispetto alle modalità di gestione dei rifiuti, influenzando così il "peso percepito" assegnato alle diverse alternative. Il tal caso il beneficio sociale riconosciuto a un sistema integrato di gestione dei RSU, come quello di Baalbek, aumenterebbe.

4 Bibliografia

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

Gharib N, 2016

(http://www.lb.undp.org/content/lebanon/en/home/operations/projects/environment_and_energy/integrated-solid-waste-management-of-baalbek-caza.html)

ISO 14040:2006, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework

ISO 14044:2006, Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines

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

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

Monzini, J, 2014. Municipalities and Waste management in Lebanon. COURTESY OF WORLD ENVIRONMENT MAGAZINE.

Pichtel, J, 2005. The Sanitary Landfill. In Waste Management Practices: Municipal, Hazardous, and Industrial.

Pittalis, C, 2009. I rifiuti inerti da C&D: tecnologie di riciclaggio e applicazione della metodologia LCA per la produzione di inerte stabilizzato. Bologna, Italia.

Presidency of the Council of Ministers (PCM). (4 May 2007). Lebanon: On the Road to Reconstruction and Recovery.

Product Ecology Consultants. Codice di calcolo SimaPro 8.0.1.

<https://www.pre-sustainability.com/articles/download/full-update-instructions-from-733-81-to-83/1471/pdf>

Scarpellini, S, 2013. Analisi ambientale ed economica dell'inceneritore di Bergamo con il metodo dell'analisi del ciclo di vita (LCA)

Repetto, PC, 2007. Landfills. In The Handbook of Groundwater Engineering.

Steen B, 1999a: A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics CPM report Chalmers University of Technology Sweden

Studio Azue. (December 2011). FEASIBILITY STUDY, Design and Construction of a Biogas Digester - Baalbek.

Sweep-Net., 2010. Country report on the solid waste management in Lebanon

Life Cycle and Life Cycle Assessment within International Standards

Sara Toniolo, Anna Mazzi, Francesco Fortuna, Antonio Scipioni*

Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale

Email*: scipioni@unipd.it

Abstract

The aim of this study is to explore the use of the life cycle approach within international Standards and to provide an overview of the Standards, which can support LCA practitioners in the development of studies in different sectors. For the conduction of this study, 45 ISO Standards were selected and analysed in terms of sector of application and inclusion of the life cycle approach. The majority of the selected Standards regard environmental management, as expected. However, other Standards regard sustainability in buildings and civil engineering works, systems and software engineering, electrical and electronic components, general system aspects, agricultural electronics, sustainable cities and communities, design life, sustainable events and social responsibility. A further development of this study will explore the utilisation of the life cycle approach within international Standards other than ISO.

1. Introduction

Over recent years, a great amount of Standards and reports that deal with environmental management has been published. Several Standards cross-reference each other, whereas others are very specific (Schneider and Berenbach, 2013). Different surveys have been elaborated to compare different Standards application (Schneider and Berenbach, 2013) or to analyse specific activities in order to cooperate for various purposes, such as environmental management and LCA (Barafort et al., 2016; Rebitzer et al., 2004; Martínez-Blanco et al., 2015). The field of LCA has been widely analysed both considering the contents of the related main Standards but also considering the related opinions. Hou et al. (2016) have investigated, beyond the application of the norms also the diffusion of sustainable remediation, including LCA. They analysed the concept of sustainable remediation through a questionnaire survey to assess the global trend. Other authors made use of questionnaires to explore the diffusion of life cycle and related tools (Schlanbusch et al., 2016). However, a literature gap exists regarding the utilisation of the life cycle approach within international Standards applicable in different sectors limiting the possibility for LCA practitioners to make use of relevant suggestions or requirements. Thus, the aim of this study is to explore the utilisation of the life cycle approach within the international Standards and to provide an exploratory overview of the most common Standards, which can support LCA studies in different applications.

2. Materials and methods

The first step for the conduction of this study was the identification of the Standards database to use. For our study, the database made freely available by the Library System of the University of Padova was selected, namely the

database of the British Standards Institution Group (BSI Group). The BSI Group is the standard body of the United Kingdom; its database contains, among the others, Standards published by ISO, IEC, CEN and CENELEC in addition to those valid for the UK (www.bsigroup.com). In the research section of the database, it is possible to insert a search key, which allow seeking in Standards' title, description or tags the presence of the required keywords.

To obtain an overview of the possible Standards referring to the life cycle concept, the selected keywords were "Life Cycle" and "Life Cycle Assessment". Doing so, all Standards containing in their title, description or in their specific tags the search keys can be listed. Through the research with "Life Cycle" 275 results were obtained. Once listed, their relevance was evaluated and those that did not contain direct references to the life cycle concept were excluded. After the relevance analysis, 75 documents were selected. Through the research using "Life Cycle Assessment" 50 results were obtained. Also in this case, the relevance of the Standards was evaluated and those that did not contain direct references to the life cycle were excluded. After the relevance analysis, 39 were documents were selected.

A specific spreadsheet was elaborated and any possible double result was eliminated. After this selection, 102 documents were obtained. These included different types of documents, 75 out of 102 were documents published by the International Organization for Standardization (ISO). Thus, it was decided to continue our analysis focusing on ISO documents, which represented the majority of the documents obtained. Successively, a further analysis through the site of ISO (www.iso.org) was carried out to verify the state of publication of the documents found and again the relevance of documents. At this point 36 documents were selected.

However, we note a lack of expected documents belonging to the series 14000, such as some Standards of the ISO 14020 series, regarding environmental labeling product, ISO/TR 14062 regarding product design and development and ISO 14001 about environmental management systems. Other expected Standards were ISO 26000 about social responsibility, ISO 37120 and ISO 37101 regarding the sustainable development of communities.

The absence of these Standards is due to the limitations of the BSI search engine, which does not list the documents containing the keywords outside the title, description and tags even if they contain clear and repeated references. For instance, ISO 14001 does not contain the selected keywords in title, description and tags, but contains clear references in paragraphs 3.3.3 with the definition of the term "life cycle", in paragraph 6.1.2 about the environmental aspects that an organization shall determine, in paragraph 8.1 about operation planning and control, in several points of Annex A and in the bibliography.

In order to provide an overview of Standards having in common a reference to "Life Cycle" or "Life Cycle Assessment" we decided to include also these documents in our research.

3. Results and discussion

After the relevance analysis and the verification of their status of publication, 45 Standards were obtained, including also the expected Standards not found through the research with the keywords “Life Cycle” and “Life Cycle Assessment”.¹

These Standards were published between 1999 and 2017 (Figure 1) and include 17 International Standards published (code 60.60), 15 International Standards to be revised (90.92), 1 International Standard which review is closed (90.60), 9 International Standards confirmed (90.93) and 3 International Standards under periodical review (90.20) (Figure 2).

Through an analysis of the results, we can note the presence of some important Standards such as the ISO 14040 and 14044, whose presence is obvious, being the Standards that provide principles and requirements for the conduction of Life Cycle Assessment.

By grouping the obtained documents based on field of application (Figure 3), we note the presence of 19 Standards belonging to ISO 14000 family of ISO/TC 207 “Environmental Management” in which the concept of life cycle is applied in relation to the evaluation of environmental aspects. We also note the presence of 2 Standards developed by ISO/TC 59/SC 17 “Sustainability in buildings and civil engineering works” in which the life cycle is associated with economic aspects of the life cycle of buildings, namely ISO 21931-1 and ISO 16745. We can also highlight the presence of Standards, such as ISO/IEC TR 29110 and ISO/IEC/IEEE 26531 dealing with the Systems and software engineering, and ISO/IEC 15504 Standards in information technology. These were developed by ISO/IEC JTC 1/SC 7 “Software and systems engineering”. The concept of Life Cycle is used in terms of System Life Cycle and applied to a good, process or service, concerning Information and Communications Technology and covering only the set of methods and technologies that realize the transmission, reception and processing of information.

3 Standards were elaborated by ISO/TC 22/SC 32 “Electrical and electronic components and general system aspects” and 1 Standard elaborated by ISO/TC 23/SC 19 “Agricultural electronics”. These Standards are ISO 26262 which consists of 3 documents on functional safety in road vehicles and ISO 25119-1 covering parts of the safety-related control systems in tractors and agricultural and forestry equipment, where references are solely related to Safety Life Cycle. The Safety Life Cycle covers all aspects of safety, including conception, design, construction, installation, commissioning, validation, maintenance and dismantling.

¹ ISO, 1999; ISO, 2000; ISO, 2002a; ISO, 2002b; ISO, 2002c; ISO, 2006a; ISO, 2006b; ISO, 2006c; ISO, 2006d; ISO, 2008a; ISO, 2008b; ISO, 2008c; ISO, 2010a; ISO, 2010b; ISO, 2010c; ISO, 2010d; ISO, 2011a; ISO, 2011b; ISO, 2011c; ISO, 2011d; ISO, 2011e; ISO, 2011f; ISO, 2012a; ISO, 2012b; ISO, 2012c; ISO, 2012d; ISO, 2012e; ISO, 2012f; ISO, 2013a; ISO, 2013b; ISO, 2013c; ISO, 2014a; ISO, 2014b; ISO, 2014c; ISO, 2014d; ISO, 2014e; ISO, 2014f; ISO, 2015a; ISO, 2015b; ISO, 2015c; ISO, 2015d; ISO, 2015e; ISO, 2016a; ISO, 2016b; ISO, 2017

We also highlight the presence of 2 Standards elaborated by ISO/TMBG “Technical Management Board”. They are ISO 20121, concerning the organization of sustainable events, and ISO 26000, which is a guidance on social responsibility. 3 Standards belong to ISO 37000 family of ISO/TC 268 “Sustainable cities and communities”, 9 Standards were elaborated by ISO/TC 59/SC 14 “Design life”. In particular, ISO 15686-5 regards Life Cycle Costing in building sector.

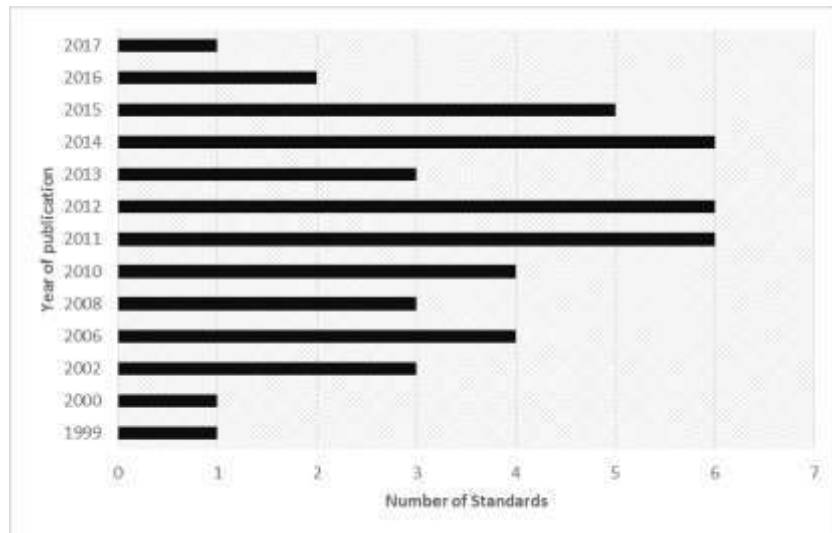


Figure 1: Number of Standards obtained per year of publication.



Figure 2: Number of Standards obtained per status of publication.

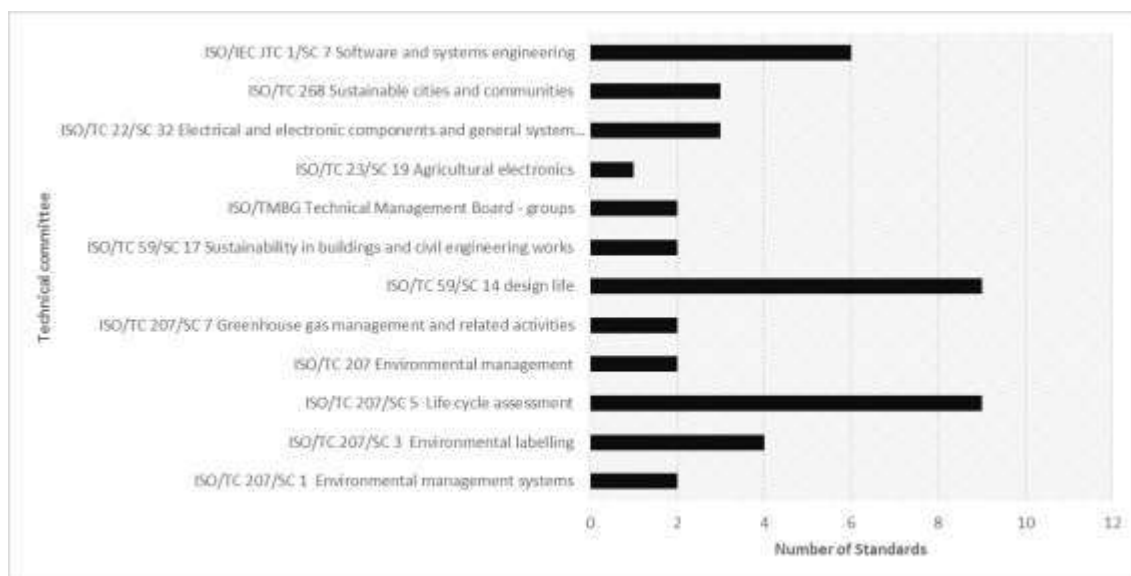


Figure 3: Number of Standards obtained per type of technical committee (TC).

By analysing the content of the Standards, the utilisation of the keywords in the different sections of the document was explored, namely in title, content of the Standard and bibliography. 16 Standards out of 45 contain the keywords in the content of the document, in the bibliography and in the Annexes. They are ISO 14001, ISO 14040, ISO 14044, ISO 14045, ISO 14046, ISO 15686-1-3-4-5, ISO 21931-1, ISO 26000, ISO/IEC 15504-5-6, ISO/TS 14048, ISO/TS 14067 and ISO/TS 14072. 40 Standards contain the keyword in the content of the document, 25 Standards contain the keyword in the Annexes and 29 Standards contain the keywords in the bibliography. None of them contains the keywords only in the bibliography because they were previously eliminated by the relevance analysis.

4. Conclusion

This study is a first attempt to provide a clear picture of the international Standards, which encompass the life cycle approach. It is revealed that the information in the analysed databases (BSI and ISO databses) are structured in different ways, and that sometimes the used search engine does not list the documents containing the keywords outside the title, description and tags even if they contain clear and repeated references. This difficulty in searching for Standards can limit their utilization at operative level and their adoption in LCA studies.

Through this study, it was highlighted the main area of use of life cycle approach regards environmental management, given the great amount of Standards belonging to ISO 14000 family, as expected. It is noted however, the presence of related economic Standards, also including life cycle costing, which are related to construction sector and that the only Standard obtained for applications in the social field is ISO 26000. Interesting results were obtained

regarding ISO 25119 and ISO 26262 Standards, which introduce the concept of the safety life cycle, in agriculture and for road vehicles, regarding ISO 20121, which deals with the organization of sustainable events and regarding ISO 37101 for sustainable cities and communities. On the other hand, the applications related to the design, development and management of software can be considered of limited interest for the development of an LCA study.

A further development of this study will be to examine in depth the selected Standards to clarify whether they suggest, or require or only mention the life cycle approach and to extend this analysis to other Standards investigating in which other fields of application the life cycle approach is used. Further analyses can be developed to investigate if and how the Standards are complementary and integrable or on the other hand in contrast.

5. References

Barafort, B, Mesquida, A-L, Mas, A, 2016. Integrating risk management in IT settings from ISO standards and management systems perspectives. *Comput. Stand. Interfaces* (in press) DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.csi.2016.11.010>

Hou, D, Guthrie, P, Rigby, M, 2016. Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. *J. Environ. Manage.* 184, 18-26.

ISO, 1999. ISO 14024:1999 Environmental labels and declarations - Type I environmental labelling - Principles and procedures. 1st Edition 1999.

ISO, 2000. ISO 14020:2000 Environmental labels and declarations - General principles. 2nd Edition 2000.

ISO, 2002a. ISO 15686-3:2002 Buildings and constructed assets - Service life planning – Part 3: Performance audits and reviews. 1st Edition 2002.

ISO, 2002b. ISO/TR 14062:2002 Environmental management - Integrating environmental aspects into product design and development. 1st Edition 2002.

ISO, 2002c. ISO/TS 14048:2002 Environmental management - Life cycle assessment - Data documentation format. 1st Edition 2002.

ISO, 2006a. ISO 14025:2006 Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures. 1st Edition 2006.

ISO, 2006b. ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. 2nd Edition 2006.

ISO, 2006c. ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 1st Edition 2006.

ISO, 2006d. ISO 15686-7:2006 Buildings and constructed assets - Service life planning – Part 7: Performance evaluation for feedback of service life data from practice. 2nd Edition 2006.

ISO, 2008a. ISO 15686-5:2008 Buildings and constructed assets - Service-life planning - Part 5: Life-cycle costing. 1st Edition 2008.

ISO, 2008b. ISO 15686-8:2008 Buildings and constructed assets - Service-life planning – Part 8: Reference service life and service-life estimation. 1st Edition 2008.

ISO, 2008c. ISO/TS 15686-9:2008 Buildings and constructed assets - Service-life planning – Part 9: Guidance on assessment of service life data. 1st Edition 2008.

ISO, 2010a. ISO 15686-10:2010 Buildings and constructed assets. Service life planning. Part 10: When to assess functional performance. 1st Edition 2010.

ISO, 2010b. ISO 21931-1:2010 Sustainability in building construction. Framework for methods of assessment of the environmental performance of construction works. Part 1: Buildings. 1st Edition 2010.

ISO, 2010c. ISO 25119-1:2010 Tractors and machinery for agriculture and forestry. Safety-related parts of control systems. Part 1: General principles for design and development. 1st Edition 2010.

ISO, 2010d. ISO 26000:2010 Guidance on social responsibility. 1st Edition 2010.

ISO, 2011a. ISO 14006:2011 Environmental management systems - Guidelines for incorporating eco-design. 1st Edition 2011.

ISO, 2011b. ISO 14051:2011 Environmental management - Material flow cost accounting - General framework. 1st Edition 2011.

ISO, 2011c. ISO 15686-1:2011 Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 1: General principles and framework. 2nd Edition 2011.

ISO, 2011d. ISO 26262-1:2011 Road vehicles - Functional safety - Part 1: Vocabulary. 1st Edition 2011.

ISO, 2011e. ISO 26262-2:2011 Road vehicles - Functional safety - Part 2: Management of functional safety. 1st Edition 2011.

ISO, 2011f. ISO 26262-3:2011 Road vehicles - Functional safety - Part 3: Concept phase. 1st Edition 2011.

ISO, 2012a. ISO 14045:2012 Environmental management - Eco-efficiency assessment of product systems - Principles, requirements and guidelines. 1st Edition 2012.

ISO, 2012b. ISO 15686-2:2012 Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 2: Service life prediction procedures. 2nd Edition 2012.

ISO, 2012c. ISO 20121:2012 Event sustainability management systems -- Requirements with guidance for use. 1st Edition 2012.

ISO, 2012d. ISO/IEC 15504-5:2012 Information technology - Process assessment - Part 5: An exemplar software life cycle process assessment model. 2nd Edition 2012.

ISO, 2012e. ISO/TR 14047:2012 Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations. 2nd Edition 2012.

ISO, 2012f. ISO/TR 14049:2012 Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis. 2nd Edition 2012.

ISO, 2013a. ISO/IEC 15504-6:2013 Information technology -- Process assessment -- Part 6: An exemplar system life cycle process assessment model. 1st Edition 2013.

ISO, 2013b. ISO/TR 14069:2013 Greenhouse gases -- Quantification and reporting of greenhouse gas emissions for organizations -- Guidance for the application of ISO 14064-1. 1st Edition 2013.

ISO, 2013c. ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases -- Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication. 1st Edition 2013.

ISO, 2014a. ISO 14046:2014 Environmental management -- Water footprint -- Principles, requirements and guidelines. 1st Edition 2014.

ISO, 2014b. ISO 15686-4:2014 Building Construction - Service Life Planning - Part 4: Service Life Planning using Building Information Modelling. 1st Edition 2014.

ISO, 2014c. ISO 37120:2014 Sustainable development of communities -- Indicators for city services and quality of life. 1st Edition 2014.

ISO, 2014d. ISO/IEC TR 29110-5-6-2:2014 Systems and software engineering - Lifecycle profiles for Very Small Entities (VSEs) - Part 5-6-2: Systems engineering - Management and engineering guide: Generic profile group: Basic profile. 1st Edition 2014.

ISO, 2014e. ISO/TS 14071:2014 Environmental management - Life cycle assessment - Critical review processes and reviewer competencies: Additional requirements and guidelines to ISO 14044:2006. 1st Edition 2014.

ISO, 2014f. ISO/TS 14072:2014 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment. 1st Edition 2014.

ISO, 2015a. ISO 14001:2015 Environmental management systems - Requirements with guidance for use. 3rd Edition 2015.

ISO, 2015b. ISO 16745:2015 Environmental performance of buildings - Carbon metric of a building - Use stage. 1st Edition 2015.

ISO, 2015c. ISO/IEC TR 29110-3-1:2015 Systems and software engineering - Lifecycle profiles for Very Small Entities (VSEs) - Part 3-1: Assessment guide. 2nd Edition 2015.

ISO, 2015d. ISO/IEC TR 29110-5-6-1:2015 Systems and software engineering - Lifecycle profiles for Very Small Entities (VSEs) - Part 5-6-1: Systems engineering - Management and engineering guide: Generic profile group: Entry profile. 1st Edition 2015.

ISO, 2015e. ISO/IEC/IEEE 26531:2015 Systems and software engineering - Content management for product life-cycle, user and service management documentation. 1st Edition 2015.

ISO, 2016a. ISO 14021:2016 Environmental labels and declarations - Self-declared environmental claims (Type II environmental labelling). 2nd Edition 2016.

ISO, 2016b. ISO 37101:2016 Sustainable development in communities - Management system for sustainable development - Requirements with guidance for use. 1st Edition 2016.

ISO, 2017. ISO/TR 37121:2017 Sustainable development in communities -- Inventory of existing guidelines and approaches on sustainable development and resilience in cities. 1st Edition 2017.

Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2015. Scoping organizational LCA—challenges and solutions. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 829-841.

Rebitzer, G, Ekvall, T, Frischknecht, R, Hunkeler, D, Norris, G, Rydberg, T, Schmidt, W-P, Suh, S, Weidema, BP, Pennington, DW, 2004. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environ. Int.* 30, 701-720.

Schlanbusch, RD, Fufa, SM, Häkkinen, T, Vares, S, Birgisdottir, H, Ylmén, P, 2016. Experiences with LCA in the Nordic building industry – challenges, needs and solutions. *Energy Procedia* 96, 82-93.

Schneider, F, Berenbach, B, 2013. A Literature Survey on International Standards for Systems Requirements Engineering. *Procedia Computer Science* 16, 796-805.

The environmental profile of Pecorino Romano PDO. A case study.

Enrico Vagnoni^{1*}, Antonello Franca², Claudio Porqueddu², Pierpaolo Duce¹

¹CNR - IBIMET, Institute of Biometeorology, National Research Council, Sassari, Italy.

²CNR - ISPAAM, Institute for Animal Production System in Mediterranean Environment,
National Research Council, Sassari, Italy

Email*: e.vagnoni@ibimet.cnr.it

Abstract

Despite the significant role of small ruminant sector in the global trends of livestock productions, little research has been conducted on the environmental implications of dairy sheep production systems. The main objective of this study was to define the environmental profile of a Pecorino Romano PDO, using a “from cradle to retailer” LCA approach, with the specific goals of evaluating the environmental implications of the cheese supply chain and identifying the hotspots to improve its environmental performance. The analysis was based on the functional unit of 1 kg of cheese and the IPCC (Carbon Footprint) and CML-IA evaluation methods were applied. The LCA highlighted that the farm activities played the most relevant role in the overall environmental performances, with the exception of human toxicity category. Enteric methane emissions, feed supply chain, electricity and equipment resulted the main environmental hotspots.

1. Introduction

Despite the increasingly significance of small ruminant sector in the current and near future environmental and socio-economic dynamics, the analysis of the environmental implications of sheep and goat systems received little attention from LCA scientific community. In Europe, the sheep farming covers an important portion of the agricultural land (31% in the UK, about 20% in Ireland, Spain, Romania and Italy) and plays a crucial role, both in socio-economic and environmental terms (Zygoyiannis, 2006). Italy is the third country in EU-28 for sheep population, with more than 7 million sheep heads in about 68 thousand farms. More than 45% of Italian sheep population is found in Sardinia where about 13,000 farms shares 25% of total EU-27 sheep milk production (RDP, 2014-2020). Basically, the whole Sardinian sheep milk production (more than 300,000 t year⁻¹) is destined for cheese production. Among the Sardinian sheep milk cheese productions, the most important is by far the ‘Pecorino Romano PDO-Protected Designation of Origin’ (PR). PR is one of the most exported Italian cheeses in the world and the best known Italian dairy product obtained from sheep milk. More than 97% of PR is made in Sardinia and in large part sold in US as grating cheese type (CPR, 2017). However, it is an established opinion that the Sardinian sheep milk sector needs a robust innovation process where the integration and optimization of economic and environmental perspectives are key factors in order to maximize efficiency and to minimize risk of jeopardizing sustainability (Atzori et al., 2015). The valorisation of the environmental quality of sheep milk productions should represent an effective way for improving the Sardinian dairy sector competitiveness, keeping the opportunity represented by i) the continuous expansion of green international markets, and ii) the EC’s

increasing effort to support the “greening” of European agriculture. The main scope of this study was to contribute to improving our environmental knowledge about the Sardinian sheep milk cheese supply chain, using a life cycle approach with the specific goals of evaluating the environmental implications of a PR supply chain and identifying the hotspots to improve its environmental performance.

2. Materials and methods

2.1. Case study

According to the PDO protocol (Commission Regulation (EC) N. 1030/2009, 2009), PR is a hard cheese, cooked, made with fresh whole sheep’s milk, derived exclusively from farms located in Sardinia and Lazio regions and in province of Grosseto (Tuscany). The rounds are cylindrical with a weight that can vary between 20-35 kg. After a minimum maturation period of 5 or 8 months, PR can be used as a table or grating cheese, respectively. Data were collected during 2013 in “Allevatori di Mores Società Cooperativa” (later as Coop. Mores), a dairy plant representative of industrial PR production system. Coop. Mores is a medium-large dairy sheep industry located in Mores, a small town in the Central-North Sardinia placed in a strategic position to collect the milk from a large part of Sardinia and well connected with the main ports and airports of the island. In this study, we considered the PR export type, called “Duca di Mores”, weighting 27 kg and with an average fat and protein content of 32% and 22% per 100 g, respectively.

2.2. LCA methodology

The study was conducted in agreement with ISO 14040-44 compliant LCA methodology (ISO, 2006a, b). The functional unit (FU) considered was 1 kg of cheese packaged and distributed to retailer (“from cradle to retailer” approach), according to other LCA cheese studies (Berlin, 2002; González-García et al., 2013). The LCA system boundaries were divided into the following main phases: a) milk production at the sheep farm, b) milk collection and cheese-making at the dairy plant, and c) cheese distribution. A previous work we conducted on the environmental life cycle assessment of Sardinian dairy sheep production systems at three different input levels (Vagnoni et al., 2015) was used as background for milk production at farm gate. In particular, we considered that 60% of total processed milk derived from the mid-input farming system, 30% from the high-input system and 10% from low-input system. In addition, this LCA milk model was updated with respect to i) enteric methane emissions, that were quantified using a detailed approach based on Vermorel et al. (2008) and considering the total metabolizable energy ingested with the specific animal category diet, and ii) emissions related to pesticide and fertilizer use that were estimated with the IPCC method (IPCC, 2006). Since sheep spent their time almost exclusively in large open spaces, the impacts related to manure management included only the NO₂ emitted through animal excreta, estimated following the IPCC (2006) approach. Similarly to milk production scheme, the cheese-making phase includes all input linked with the plant structure (buildings, machinery, cheese-making equipment

and tools, etc.). Energy consumption was referred to farm and dairy plant phase but without assigning a specific value of consumption for each single stage or unit operations. Rather, the water consumption was detailed for specific operations, such as cleaning processes at both the farm and the dairy plant steps, crop irrigation, livestock watering and general use. Regarding wastewater treatment, a municipal wastewater treatment plant process by Ecoinvent v3.1 (Weidema et al., 2013) was used. The impact partitioning between the production process outputs was performed using an economic allocation procedure. The economic allocation procedure was preferred to other criteria indicated by ISO prescriptions (e.g. system expansion/substitution or physical allocation) considering the large economic value differences between the “main product” (PR) and the other co-products (meat and wool for sheep farm; ricotta cheese for dairy plant). This is in line with several LCA investigations on dairy sector (Baldini et al., 2017; Berlin, 2002; Castanheira et al., 2010; Pirlo et al., 2014). Primary data were collected through company’s register examination, several visits in situ and employees’ interviews. Collected data were checked for validity by ensuring consistency with theoretical or average values described in sectoral reference for similar contexts. Secondary data were taken mainly from Ecoinvent v3.1 (Weidema et al., 2013) and Agri-footprint 2.0 (2015) database. SimaPro software (PRé Consultants, 2016) was used to model the life cycle and for impacts analysis. In order to considering a wide range of impact categories, two different evaluation methods were used: 1) IPCC (IPCC, 2013), for the Carbon Footprint (CF) estimates, and 2) CML-IA version 3.3 (Guinée et al., 2002), which considers, besides the GHG emissions, other 10 categories of environmental impact.

3. Results and discussion

3.1. Carbon Footprint

The GHG emissions of 1 kg of PR was equal to 16.9 kg CO₂-eq. As expected, the milk production phase was by far the most impacting one, reaching 92% of total GHG emissions. The second largest contributor to the total CF was the cheese-making phase, with a percentage contribution of about 7%. These results were in agreement with several studies on global warming potential of dairy sector (Berlin, 2002; González-García et al., 2013). The distribution phase contributed only to about 0.6% in PR CF. This can be explained by the high efficiency of transport (the relationship between amount of transported product and covered distance was equal to about 0.5 kg km⁻¹). The milk collection had a little effect on total GHG emissions, with a contribution of about 0.7%. Table 1 illustrates all individual processes that contributed with more than 0.25% to the total GHG emissions of PR and indicates that the three first largest processes were: enteric methane emissions (in absolute terms, the enteric CH₄ emission was equal to: 325 g kg⁻¹ of PR and 14 kg ewe⁻¹ year⁻¹) soybean and purchased cereal feed. These processes represented about 73% of the total PR CF. This result is consistent with the above-mentioned studies on the environmental profile of the dairy sector. The main emissions from PR life cycle was enteric methane, with a percentage contribution equal to about 53%. The sum of contributions by soybean meal and cereal grains reached about 20% of the total PR CF. Considering that on-farm

produced feed contribution was less than 2%, this result demonstrated the dominant effect of purchased feed with respect to on-farm production. Dairy plant equipment played a quite relevant role in the CF composition of the PR supply chain. In general, the CF results of our investigation were quite similar to the results obtained by Favilli et al. (2008) for a Pecorino Toscano PDO (PT) produced by a family-run dairy farm and utilizing geothermal steam during the thermal cheese-making operations. The global warming potential of 1 kg of PT analysed “from cradle to gate” by Favilli et al. (2008) was equal to 15.5 kg CO₂-eq, with the largest contribution from enteric fermentation. Moreover, the contribution analysis of PT production phases showed also a trend similar to that of PR, namely: milk production 92%, cheese-making 5%, milking and transportation 3%.

Table 1: percentage contribution of processes to the total GHG emissions of Pecorino Romano PDO (PR) life cycle, using IPCC evaluation method and 1 kg of cheese as functional unit. The process category “Remaining processes” includes all the processes with a percentage contribution lower than 0.25%.

Process	%
Methane enteric emissions	53.4
Soybean meal, feed purchased	12.0
Cereal grain, feed purchased	7.5
Electricity, medium voltage	5.5
Transport, lorry	4.5
Transport, transoceanic freight ship	1.7
Dairy plant equipment	3.5
Tractor and agricultural machinery	3.5
Field crop operations (mowing, baling, etc.)	1.1
Dinitrogen oxide enteric emissions	0.8
Milking parlour, construction	0.4
Hay, from natural grassland	0.2
Remaining processes	5.8

3.2. CML-IA

The CML-IA evaluation method results are reported in Figure 1. The impact of mineral elements depletion was very low compared to the values obtained by González-García et al. (2013). This can be explained by the fact that the considered farming systems are pasture-based and quite extensive in feed input utilization. The energy demand of PR supply chain was equal to about 73 MJ per kg of cheese and the largest consumption of fossil fuel took place during the production of milk (76% of total fossil fuel depletion score). The energy requirements estimated by Favilli et al. (2008) for PT was equal to 21.6 MJ kg cheese⁻¹, a value significantly lower than the values calculated for PR. However,

taking into account that PT was produced using geothermal heat (saving an important quantity of fossil fuel) and that the PR LCA included also the distribution phase, this difference seems reasonable. The ozone layer depletion impact was very low ($8.41 \cdot 10^{-7}$ kg CFC-11-eq). However, data on leakage of cooling equipment, which mainly contributes to the depletion of the ozone layer (Berlin, 2002), were not taken into account because of the level of uncertainty. For this reason, the related detailed information and discussion of results are omitted.

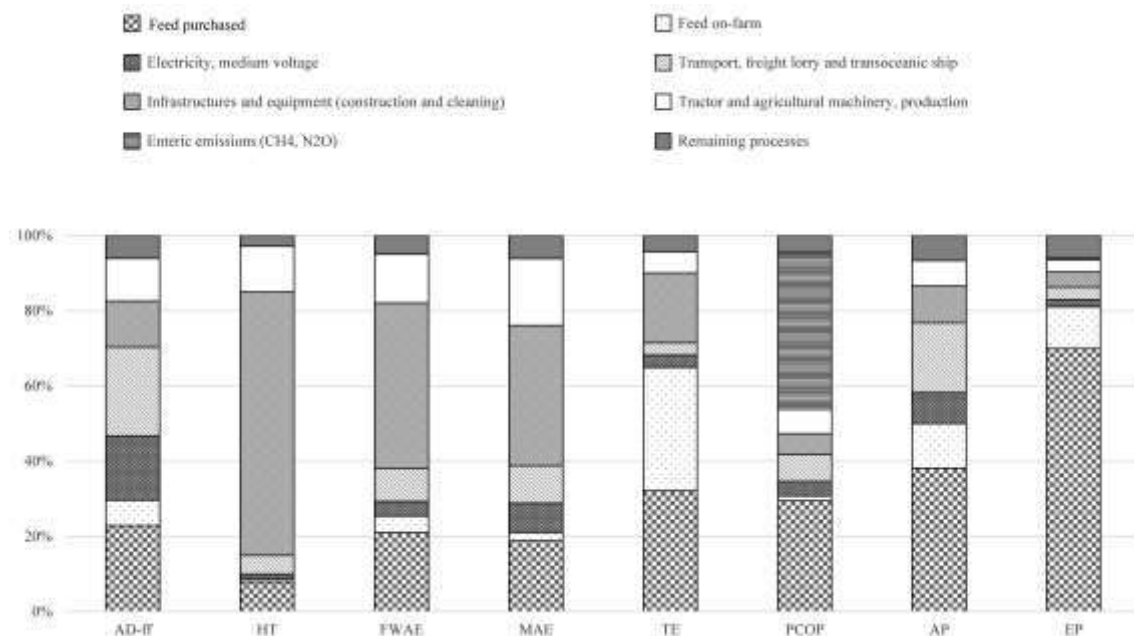


Figure 1: CML-IA evaluation method results (in %) for each impact category and process involved in the Pecorino Romano PDO life cycle. Impact categories: AD-ff = Abiotic Depletion fossil fuel, HT = Human Toxicity; FWAE = Fresh Water Aquatic Eco-toxicity, MAE = Marine Aquatic Ecotoxicity, TE = Terrestrial Ecotoxicity, PCOP = PhotoChemical Oxidation Potential, AP = Acidification Potential, EP = Eutrophication potential.

The human- and eco- (fresh water, marine aquatic and terrestrial) toxicity profile of the PR (respectively equal to: 10.74, 3.59, 5.9 and 0.05 kg 1,4-DB-eq), reflected the production technology adopted by Coop. Mores. The cheese-making phase had a relevant role, especially for Human toxicity and Fresh water aquatic ecotoxicity. In particular, these toxic emissions were mainly related to steel production and manufacturing for infrastructures and equipment construction. Regarding the toxic emissions at farm level, fertilizer and pesticide use on crop cultivation underlined the feed contribution on the total environmental profile, as founded by others LCA studies on dairy sector (Berlin, 2002; de Boer, 2003). In agreement with several dairy LCA studies (Berlin, 2002; Castanheira et al., 2010; González-García et al., 2013; Pirlo et al., 2014), the PCOP - equal to 0.005 kg C₂H₄-eq - was mainly correlated to on-farm emissions. In particular, the largest contributor was enteric fermentation closely followed by feed purchased. These processes represented jointly 71% of the total PCOP of PR. The PCOP value of our study was 1.4 time greater than the PCOP value obtained by Favilli et al. (2008). However, more data on Favilli et al. (2008) sheep diet and methane enteric

emission estimates are needed to better understand the differences between these LCA studies. Despite that, the consideration about the different LCA system boundaries and power source remains valid. Acidification potential (AP) results indicated that the largest contributor was the milk production phase, with a contribution to the total AP – equal to 0.05 kg SO₂-eq - larger than 80%. NH₃, NO_x and SO₂ emissions related to a different use of concentrate feed (purchased) on sheep diet supply (38% of total PR AP) also represented key factors. The observed dominant role of milk production was in agreement with other environmental studies on dairy sector (Berlin, 2002; González-García et al., 2013), including the PT LCA study conducted by Favilli et al. (2008). However, in the latter study, the AP of 1 kg of cheese was strongly lower (about 390 g SO₂-eq versus 50 g SO_{2eq} obtained in our study). This inconsistency can be explained by the farmyard manure use and the largest fertilizer use in PT production process, where NH₃ emissions from fertilizing system represented the largest contributor to the AP. As occurred in AP impact category, feed was the largest source of Eutrophication Potential (EP, equal to 0.04 PO₄₃-) with a percentage contribution equal to 81%. The main role of milk production phase was consistent with other studies (Berlin, 2002; González-García et al., 2013). Moreover, Favilli et al. (2008) founded an EP value for 1 kg of PT equal to 35 g PO₄₃- which was very similar to our findings.

3.3. Performances improvement remarks

Strategies to reduce enteric fermentation emissions and to improve the eco-efficiency of the feed supply chain seem the key challenges. In our case studies, the environmental performances of the analysed sheep farming systems could be improved according to the following practical solutions: i) use of forage species that can decrease the methane production in sheep rumen (Hopkins and Del Prado, 2007), ii) increase the amount of on-farm produced feed, especially forage legumes, instead of soybean and others protein-based feed imported from faraway countries, and iii) increase low-input and high-quality pasture acreage and adopt sustainable grazing management techniques (Porqueddu et al., 2016). At dairy plant level, the main environmental improvement can be addressed to energy use. The Coop. Mores electricity consumption was equal to 0.71 kWh kg⁻¹ of PR. This performance was consistent with some dairy systems, i.e. as reported by González-García et al. (2013) and ENEA (2007). However, our results can be considered quite high when compared with Berlin (2002), where electricity consumption was equal to 0.36 kWh kg⁻¹ of cheese. Therefore, an effective power supply strategy based on an accurate energy audit is recommended. In addition, the equipment stock seemed underexploited or oversized considering its relevant role in the environmental performance of PR.

4. Conclusions

This work contributes to improve our environmental knowledge about the Sardinian dairy sheep supply chain, evaluating the environmental profile of a Pecorino Romano PDO supply system. The CF of 1 kg of Pecorino Romano PDO, assessed “from cradle to retail”, was equal to 17 kg CO₂-eq. According with

several LCA studies on dairy sector, the farm activities played the most relevant role in the overall environmental performances, with the only exception of human toxicity category. Looking for the environmental profile improvement of the Pecorino Romano PDO supply chain, enteric fermentation reduction and feed system optimization seem to be clear priorities. Moreover, a high efficient and/or more green-energy based power supply and a proper sizing of the equipment stock are key improvements at the dairy plant and represent further important steps towards a more eco-sustainable dairy system. Concluding, future research studies are needed to better assess the environmental implications related to i) the relationship between sheep breed, diet composition and enteric methane emissions, and ii) the ecosystem services produced by the pasture-based farming systems.

Acknowledgements

The research was funded in part by the PhD program in Agricultural Sciences of the University of Sassari. Additional support for the research was provided by the European Union LIFE program, Climate Change Mitigation, Looking for an eco-sustainable sheep supply chain: environmental benefits and implications Project, LIFE15 CCM/IT/000123.

5. References

- Agri-footprint 2.0, 2015. Blonk Agri-footprint 2805 PJ Gouda, Netherlands.
- Atzori, AS, Furesi, R, Madau, FA, Pulina, P, Rassu, PG, 2015. Sustainability of Dairy Sheep Production in Pasture Lands: A Case Study Approach to Integrate Economic and Environmental Perspectives. *Rivista di Studi sulla Sostenibilità*, 1, 117-134.
- Baldini, C, Gardoni D, Guarino, M, 2017. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production* 140, 421-435.
- Berlin, J, 2002. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *Int. Dairy J.*, 12, 939-953.
- Castanheira, ÉG, Dias, AC, Arroja, L, Amaro, R, 2010. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agricultural Systems*, 103, 498-507.
- Commission Regulation (EC) N. 1030/2009, 2009.
- CPR, 2017. Consorzio per la tutela del formaggio Pecorino Romano, viewed 25 January 2017, <<http://www.pecorinoromano.com/?lang=en>>.
- de Boer, IJM, 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livest. Prod. Sci.*, 80, 69-77.
- ENEA, 2007. Caratterizzazione energetica delle aziende di trasformazione lattiero-casearie del centro Sardegna. Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development –ENEA, Rome, Italy.
- 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, in 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, 12-14 Nov.

Gerber, PJ, Steinfeld, H, Henderson, B, Mottet, A, Opio, C, Dijkman, J, Falcucci, A & Tempio, G, 2013. Tackling climate change through livestock - A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

González-García, S, Hospido, A, Moreira, MT, Feijoo, G, Arroja, L, 2013. Environmental Life Cycle Assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *Journal of Cleaner Production*, 52, 253-262.

Guinée, JB, Gorée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, Koning, A, van de Oers, L, Wegener Sleeswijk, A, Suh, S, Udo de Haes, HA, van de Bruijn, H., Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. 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.

Hopkins, A, Del Prado, A, 2007. Implications of climate change for grassland in Europe: Impacts, adaptations and mitigation options: A review. *Grass Forage Sci.*, 62, 118-126.

IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: volume 4: agriculture, forestry and other land use. Paris, France: Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC, 2013. Climate Change 2013. The Physical Science basis. Working group I contribution to the Fifth Assessment Report of IPCC.

ISO, 2006a . ISO 14040 international standard. Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardization.

ISO, 2006b. ISO 14044 international standard. Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines. Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardisation.

Pirlo, G, Carè, S, Fantin, V, Falconi, F, Buttol, P, Terzano, GM, Masoni, P, Pacelli, C, 2014. Factors affecting life cycle assessment of milk produced in 6 Mediterranean buffalo farms. *Journal of Dairy Science*, 97, 6583-6593.

Porqueddu, C, Ates, S, Louhaichi, M, Kyriazopoulos, AP, Moreno, G, del Pozo, A, Ovalle, C., Ewing, MA and Nichols, PGH, 2016. Grasslands in 'Old World' and 'New World' Mediterranean-climate zones: past trends, current status and future research priorities. *Grass and Forage Science*, 1, 1-35.

PRé Consultants. Software LCA SimaPro 8.1.1.16; 2016.

RDP - Rural Development Programme of Sardinia, 2014-2020, viewed 13 January 2017, <<http://www.regione.sardegna.it/speciali/programmasvilupporurale/benvenuto-sul-sito-del-psr-2014-2020>>.

Vagnoni, E, Franca, A, Breedveld, L, Porqueddu, C, Ferrara, R, Duce, P, 2015. Environmental performances of Sardinian dairy sheep production systems at different input levels. *Sci. Total Environ.* 502, 354–361.

Vermorel, M, Jouany, JP, Eugène, M, Sauvant, D, Noblet, J, Dourmad, JY, 2008. Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod. Anim.* 21, 403–418.

Weidema, BP, Bauer, C, Hischier, R, Mutel, C, Nemecek, T, Reinhard, J, Vadenbo, CO, Wernet, G, 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the Ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre.

Zygoyannis, D, 2006. Sheep production in the world and in Greece. Small Ruminant Research, 62, 143-147.

Social hotspots of nanocellulose production

Clara Valente*, Andreas Brekke

Ostfold Research AS, Stadion 4, 1671 Kråkerøy, Norway

Email*: clara@ostfoldforskning.no

Abstract

The goal of the paper is to identify the social hotspots of the nanocellulose production (from cradle to gate) by the social LCA methodology. The Product Social Impact Assessment Life Cycle Assessment (PSILCA) database implemented in the openLCA software is scrutinized as a potential tool for finding the social risks related to the processes associated to countries and specific sectors involved in the nanocellulose's supply chain. The study examines and compares two nanocellulose production chains using two local feedstocks, respectively: 1) wood from boreal forests in Norway, and 2) plant fibers from fruits in Brazil.

1. Introduction

Nanomaterials contributes to innovation in society. Furthermore, companies are increasingly looking for sustainable biomaterials that can enhance or completely replace traditional oil-based or other non-renewable materials. According to the survey of the Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD, 2013), nanomaterials have a relevant role in addressing economic and social challenges such as “health, sustainable energy, environment, food security, as well as competitiveness and development challenges such as industrial upgrading, job creation, education and research” and in developing knowledge-based economy. Since these materials suffer from the “liability of newness” (Matos and Hall 2007), it is fundamental to understand the consequences for the environment and human health, and to scrutinize the social issues related to this technology (Collier et al. 2015).

The Norwegian government has initiated a research strategy, “Climate for research”, for supporting research in the field of nanomaterials until 2021 (Norwegian Ministry of Education and Research, 2009). The idea is that nanomaterials can re-launch Norwegian industries and provide sustainable alternatives to energy, environmental, health and safety sectors. In this context, Ostfold Research works in the “The NORwegian nanoCELLulose Technology Platform” project (NORCEL) for assessing the ethical, legal and social aspects (ELSA) and the environmental issues related to nanocellulose production.

Nanocellulose¹ is a promising material with several positive features. The raw material is abundant and the end product is biodegradable, and with a large

¹ Nanocellulose is a group of isolated cellulosic materials with dimensions in the nanometer range, and comprises bacterial cellulose (BC), nano- (or micro-) fibrillated cellulose/cellulose nanofibrils (NFC/CNF or MFC) and nanocrystalline cellulose/cellulose nanocrystals (NCC/CNF or whiskers). The methods used to produce nanocelluloses include enzymatic/chemical/mechanical/physical top-down approaches to isolate the fibrils from plants (NFC and NCC) and the bottom-up production from glucose by bacteria (BC) (NORCEL project).

potential for substituting less sustainable materials. In the world, there are many natural fibers available for nanocellulose production such as wood and bagasse pulp, straw (rice and maize e.g.) and many plant fibers (pineapple, coconut and cotton etc.). In Norway, the most conventional source is softwood pulp (mainly from Spruce and Pine). Commercialization of nanocellulose is still at early stage (TAPPI, 2011) and the potential negative and positive impacts on human health and natural environment are still under study at different stages of the value chains, from the laboratory scale to the consumers. Often studies focus on the consumers' acceptance of nanomaterials (Currall et al., 2006; Vance et al., 2015), but many other stakeholder categories can be affected by their production. Thus, a social LCA for nanocelluloses will be an important step towards the development and commercialization of nanocellulose based products in a more sustainable way. Positive and negative impacts of nanocellulose are related e.g. to the creation of direct and indirect jobs along the value chain. In the nanocellulose based industry, the generation of jobs (positive impact) might create a potential rebound effect with decrease of workforce in other more traditional sectors (negative impact) (Meyer and Upadhyayula 2014).

Thus, the goal of this paper is to identify the social hotspots in the nanocellulose supply chain (from cradle to gate) at pilot scale for the stakeholder categories: workers, local community and value chain actors. This is the first step towards the social assessment of nanocellulose supply chain. The social performance of using two local feedstocks is examined and compared in two geographical locations: Norway and Brazil. In addition, the new tool of Product Social Impact Assessment Life Cycle Assessment (PSILCA) database implemented in the openLCA software is tested for carrying out the social LCA. The research questions are:

- What does the results tell us about the social hotspots of nanocellulose in general?
- Is PSILCA well suited for finding the social hotspots?

2. Material and methods

The Social Life Cycle Assessment (S-LCA) is the methodology used in this study following the UNEP/SETAC guidelines framework (UNEP/SETAC, 2009). The goal of the S-LCA is to assess the social aspects of products i.e. their actual and potential negative as well as positive impacts along the life cycle. In this study, a generic assessment (top-down approach) is performed using the PSILCA database. The analysis is carried out in the developer version of PSILCA implemented in openLCA software (<http://www.psilca.net/>). PSILCA is a new database launched by GreenDelta in 2016. It is built on a multi-regional input/output database named EORA (Lenzen et al., 2013) and it contains generic inventory information for social impacts of products along their life cycles (Ciroth and Eisfeld, 2016). The Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

results are calculated by the *Social Impact Weighting method* of PSILCA (for details about the method in PSILCA, see Ciroth and Eisfeld, 2016). In PSILCA database, the country specific sectors (CSS) are modelled as processes based on the Eora input-output database. In this way, it is possible to find the main social hotspots for each process involved in the nanocellulose supply chain. The results will be combined with a specific assessment (bottom-up approach) at later stage of the project.

The stakeholder categories included in the analysis were: workers, local community, and value chain actors (excluding consumers). The stakeholder category “consumers” was excluded because it is currently not included in the PSILCA database and because end consumers are not directly involved in the assessed supply chain (the use phase is not included in this study). The stakeholder category “society” was excluded for similar reasons, as the entire life cycle was not included.

For each stakeholder category, several social sub-categories were included in the analysis. The sub-categories are the ones included as default in the PSILCA database and their relevance were not assessed at this stage of the study.

- For workers: Child labour, Forced labour, Fair salary, Working time, Discrimination, Health and Safety, Social benefits, legal issues, and Workers’ rights.
- For value chain actors: Corruption, and Fair competition.
- For local community: Access to material resources, Migration, Safe and healthy living conditions, Respect of indigenous rights, and Local employment.

All the indicators included in the hotspot analysis were measured from a risk-based assessment on a scale from very low risk to very high risk (see the list of indicators in Ciroth and Eisfeld, 2016).

2.1. Case study

The system boundary of the case study was from the raw material extraction to the nanocellulose production at pilot scale (from cradle to gate). Two types of feedstocks were selected. In Norway, the raw material was wood pulp from boreal forests (mainly Spruce and Pine). In Brazil, the raw material was plant fibers from fruits (coconut). The functional unit was 1 kg of nanocellulose produced at the gate. The choice of these two feedstocks and then locations was because the research fields on cellulose fiber composites is typically separated into two depending on the fiber origin, i.e., from wood and from annual plants, representing the two unlike industries of forest and agriculture, respectively (Madsen and Gamstedt, 2013).

Figure 1 illustrates the system boundary of the S-LCA case study. It was assigned a country specific sector (CSS) to each input (i.e. pulp, electricity, chemicals and water) and output (i.e. waste) involved in the production of nanocellulose. The selection of country specific sectors is a challenge. There is no specific sector related to nanocellulose, or nanotechnology. In the PSILCA database only one sector is related to nanotechnology, namele “science and

technology” in Vietnam. Hence, the approach was first to identify the raw materials and processes involved in the production of 1 kg of nanocellulose. These data came from the E-LCA part of the study for the pilot scale plant. Subsequently, for each raw material, the corresponding specific sectors were identified in the database. Each CSS creates output (in this case the nanocellulose) and receive materials and products from other sectors. Hence, a cut-off criterion of 0.01 was introduced, meaning that all flows with a contribution below 0.01 USD to the final product is excluded. This limits the amount of processes’ contribution that can potentially be involved in the supply chain and the time for the creation and calculation of a product system (see details about the cut-off criteria in Ciroth and Eisfeld, 2016).

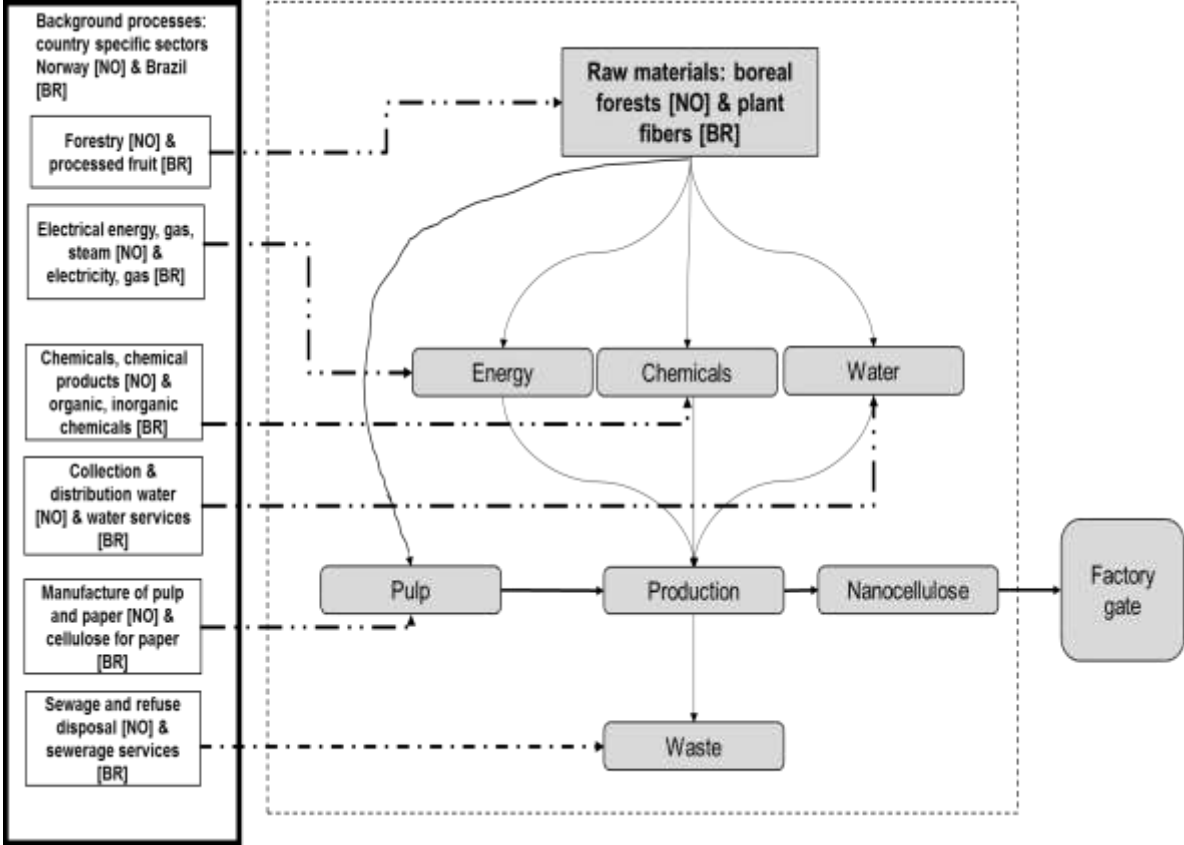


Figure 1: S-LCA system boundary of pilot scale nanocellulose production in Norway and in Brazil (cradle to gate).

3. Results

Table 1 presents the results of the social hotspot analysis for the nanocellulose production chain in both locations (Norway and Brazil). The list shows only the social hotspots as risk (negative impact) associated with social categories having at least one indicator with a very high risk level. The results illustrate that many social hotspots were similar in both supply chains, even if the Brazilian location had two extra social hotspots (fair competition in the stakeholder category value chain actors, and safe and healthy living conditions in the stakeholder category local community).

Table 1: Social hotspots as risk associated to stakeholder category and social sub-category in both locations: Brazil and Norway.

Stakeholder category	Social sub-category	Social hotspots (Brazil)	Social hotspots (Norway)
<i>Value Chain Actors</i>	Corruption	Risk of corruption	Risk of corruption
	Fair competition	Risk of unfair competition	-
<i>Workers</i>	Freedom of association and collective bargaining	Risk of absence of freedom of association and collective bargaining	Risk of absence of freedom of association and collective bargaining
	Health and safety	Risk of absence of health and safety measures at work	Risk of absence of health and safety measures at work
	Discrimination	Risk of discrimination	Risk of discrimination
	Fair salary	Risk of unfair salary	Risk of unfair salary
<i>Local community</i>	Respect of indigenous rights	Disrespect of indigenous rights	Disrespect of indigenous rights
	Access to material resources	Risk of non-access to material resources	Risk of non-access to material resources
	Safe and healthy living conditions	Risk of unsafe and unhealthy living conditions	-

Since there are not yet standard definitions, the indicators included in the PSILCA database are risk-assessed and selected based on previous S-LCA projects and initiatives (UNEP/SETAC, 2009; Fontes et al. 2014; Prosuite, 2013) and studies (Ciroth and Franze 2011). A detailed description of the indicators is present in the PSILCA documentation (Ciroth and Franze, 2016). The indicators are organized in clusters describing social sub-categories. Hereafter, only indicators and corresponding sub-categories with a very high risk level are presented: Active involvement of enterprises in corruption and bribery (Corruption); Rate of non-fatal accidents at workplace (Health and Safety); Trade union density (Freedom of association and collective bargaining); Gender wage gap (Discrimination); Extraction of biomass; Certified environmental management systems, and Level of industrial water use (Access to material resources); and Human rights issues faced by indigenous people (Respect of indigenous rights).

Looking at the direct contribution for specific social impacts, it was possible to identify which sectors contribute the most to each indicator. An example is presented for the social sub-category health and safety (worker). The processes' contribution to the indicator non-fatal accidents at work were: 23% due to the waste sector, 18% due to water sector, 9% due to the chemical sector and 8% due to the manufacture of pulp and paper sector. However, there are many sectors that contribute to this indicator in a small share (42% in total).

The LCIA results illustrate the different sector's contributions to the social impacts. Even if in most processes, the main impact came from sectors in Norway and Brazil, respectively, it was possible to identify other countries related to the supply chains in Norway and in Brazil. In PSILCA, of process contribution for each impact category. However, in both supply chains sectors in other nations contribute to the nanocellulose production [table 2]. In the Norwegian supply chain, the countries having large contribution in many social impact categories related to a specific process were: Germany and Sweden to both the chemical and pulp and paper sectors, France, Croatia and USA to the pulp and paper sector and Netherlands to the chemical sector. Instead, in the Brazilian supply chain, the countries were: Japan in the cellulose for paper and processed fruit sectors, Argentina and USA in the cellulose for paper sector.

Table 2: Processes and their country of origin contributing to country specific sectors in Norway and in Brazil.

Country specific sector	Processes' contributions	Country
Chemicals, chemical products and man-made fibres [NO]	Chemicals, chemical products and man-made fibres; Manufacture of chemical products	NL, SE; DE, NL, SE
	Manufacture of plastic products	DE
	Re-export	NL, DE
Manufacture of pulp, paper and paper products [NO]	Manufacture of paper and paper products; Manufacture of pulp, paper and paper products	DE; FR, SE, KR
	Newspaper publishers	US
	Paperboard container manufacturing	US
	Printed matter and recorded media; Printing; Printing and electronic publishing	SE; US; DE, SE
	Cellulose and paper products	DE
Processed fruit [BR]	Manufacture of soft drinks	JP
Cellulose for paper [BR]	Paper mills	US
	Printing and reproduction of recorded media; Printing, plate making and book binding	AR; JP
	Manufacture of corrugated paper and paperboard and of containers of paper and paperboard	AR
	Manufacture of paper; Pulp, paper and paperboard	JP; AR
	Sanitary paper product manufacturing	US

4. Discussions and Conclusions

This paper showed the social hotspots as risk associated to the sub-categories involved in the nanocellulose production for the stakeholder categories: workers, value chain actors and local community. A list of social indicators having very high risk level was presented. The CSS contributing mostly to the potential social impacts were identified. Due to the absence of a specific nanotechnology/nanomaterial sector in PSILCA, these results might reflect the social challenges of cellulose production in specific countries (in this case Norway and Brazil) more than the real state of the nanocellulose production. In addition, since the social impact assessment method in PSILCA (GreenDelta, personal communication) and in general in S-LCA is still under development

(Revéret et al., 2015), the results should be read carefully. Further research should deal with the specific assessment, where the results from generic assessments should be discussed with stakeholders and verified by the expertise (bottom-up approach).

Still, the PSILCA database turned out as a useful tool for identifying the social hotspots at the sector level for each country. Consequentially, it can be used to formulate preliminary recommendations on how to achieve sustainable production of nanocellulose, at country and sector level. For site level analysis, due to the aggregation of information and absence of a nano specific sector, a specific analysis is recommended. Based on the results from the present analysis, preliminary recommendations to be further checked with primary data for the scale up plant can be formulated:

- introduce anti-corruption measures when selecting the suppliers of raw material;
- generate fair competition in the market (the nanocellulose production is still a market with very low competition), even the competitive leverage might come from added social or economic value;
- reduce the industrial water withdrawal along the production chain and introduce certification of environmental management system;
- Introduce policy against discrimination;
- introduce sector average wage (due to the absence of a nano-sector, it is necessary to regulate the salary with industrial sector wage);
- improve measures to reduce the risk of non-fatal accidents at workplace.

5. Bibliography

Ciroth, A, Franze, J, 2011. LCA of an Ecolabeled Notebook –Consideration of Social and Environmental Impacts Along the Entire Life Cycle. Berlin, 2011

Ciroth, A, Eisfeld, F, 2016. PSILCA – A Product Social Impact Life Cycle Assessment Database. Database Version 1.0. Documentation.

Collier, ZA, Kennedy, AJ, Poda, AR, Cuddy, MF, Moser, RD, MacCuspie, RI, Harmon, A, Plourde, K, Haines, CD, Steevens, JA, 2015. Tiered guidance for risk-informed environmental health and safety testing of nanotechnologies. J. Nanoparticle Res. 17.

Currall, SC, King, EB, Lane, N, Madera, J, Turner, S, 2006. What drives public acceptance of nanotechnology? Nat. Nanotechnol. 1, 153–155.

Fontes, J, et al., 2014. Roundtable for Product Social Metrics Platinum Members, Handbook for Product Social Impact Assessment, Version 2.0. PRé Sustainability. Available AT <http://product-social-im-pact-assessment.com/>

Lenzen, M, Moran, D, Kanemoto, K, Geschke, A, 2013. Building EORA: a global multi-region input–output database at high country and sector resolution. Econ. Syst. Res. 25, 20–49.

Madsen, B, Gamstedt, EK, 2013. Wood versus Plant Fibers: Similarities and Differences in Composite Applications. Adv. Mater. Sci. Eng. 2013, 1–14.

Matos, S, Hall, J. 2007. Integrating Sustainable Development in the Supply Chain: The Case of Life Cycle Assessment in Oil and Gas and Agricultural Biotechnology. Journal of Operations Management, 25 (6), 1083–1102.

Meyer, David E, Venkata KK Upadhyayula, 2014. "The Use of Life Cycle Tools to Support Decision Making for Sustainable Nanotechnologies." *Clean Technologies and Environmental Policy* 16 (4): 757–72.

NORCEL project. The NORwegian nanoCELLulose Technology Platform. http://www.pfi.no/New-Biomaterials/Projects/NORCEL_

Norwegian Ministry of Education and Research, 2009. Climate for Research. Report No. 30 to the Storting (2008-2009).

OECD, 2013. Responsible Development of Nanotechnology. Summary Results from a Survey Activity. Working party on nanotechnology. DSTI/STP/NANO(2013)9/FINAL. Organisation for Economic Cooperation and Development.

ProSuite (2013): ProSuite (Prospective Sustainability Assessment of Technologies), EU 7thFP Project, 2009-2013, Deliverables D 4.1 Literature Review on Social Indicators and Integrated Model of Indicator Selection; D 4.2 Preliminary Selection of Social Indicators; D 4.3 Final Selection of Social Indicators, available at http://cordis.europa.eu/result/rcn/155797_en.html

Revéret, JP, Couture, JM, Parent, J, 2015. Socioeconomic LCA of Milk Production in Canada, in: Muthu, S.S. (Ed.), *Social Life Cycle Assessment: An Insight*. Springer Singapore, Singapore, 25–69.

TAPPI, 2011. International Nanocellulose Standards. The Need and Purpose of Standards for Nanocellulosic Materials. TAPPI nano conference workshop. June, Arlington, Virginia, USA, 9-11 June.

UNEP/SETAC, 2009. Guidelines for social life cycle assessment of Products. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.

Vance, ME, Kuiken, T, Vejerano, EP, McGinnis, SP, Hochella, MF, Rejeski, D, Hull, MS, 2015. Nanotechnology in the real world: Redeveloping the nanomaterial consumer products inventory. *Beilstein J. Nanotechnol.* 6, 1769–1780.

Produzione industriale di acido tereftalico: analisi del ciclo di vita di vie alternative da fonti rinnovabili

Mirco Volanti¹, Fabrizio Passarini^{1,2*}, Daniele Cespi^{1,3}, Esmeralda Neri², Fabrizio Cavani^{1,2}

¹ Dipartimento di Chimica Industriale "Toso Montanari", ALMA Mater Studiorum - Università di Bologna, Viale del Risorgimento 4, 40136, Bologna, Italy

² Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale "Energia e Ambiente", Via Angherà 22, 47900, Rimini, Italy

³ Environmental management and consulting (EMC) Innovation Lab S.r.l., viale Italia 29, 47921 Rimini, Italy

Email*: fabrizio.passarini@unibo.it

Abstract

Con il presente elaborato si intende presentare una prima analisi LCA di screening su cinque differenti processi di produzione di acido tereftalico da fonti rinnovabili: due industriali (GEVO® e BioForming®) e tre in fase di sviluppo (DMF+acroleina, da HMF+etilene e da p-cimene). Si tratta di una valutazione At Early Stage (AES) poiché vengono messi a confronto processi che, in alcuni casi, non sono ancora stati studiati a livello industriale. Lo scopo del lavoro è individuare il processo che su scala industriale possa garantire il minor carico ambientale. Tra quelle indagate, quattro vie prevedono la formazione di p-xilene, successivamente ossidato ad acido tereftalico, mentre l'ultima è proposta come alternativa poiché utilizza p-cimene. I risultati ottenuti mostrano per tutti i processi indagati l'importanza del fattore di occupazione di suolo nel determinare la differenza degli impatti calcolati.

1. Introduzione

La decisione di effettuare questa analisi è dovuta all'estrema importanza che l'acido tereftalico (TA) riveste nell'attuale industria chimica; esso rappresenta, infatti, il tassello mancante alla produzione di 100% bio-PET ed ha un mercato in continuo accrescimento (l'altro monomero, il glicole etilenico, è già largamente disponibile da fonti rinnovabili). Nota la grande rilevanza, non solo scientifica ma anche sociale, ricoperta dalla possibilità di produrre uno dei principali polimeri da fonti rinnovabili, con il presente elaborato si intende eseguire una prima indagine delle vie alternative, cercando di individuare quella che, su scala industriale, potrebbe garantire il minor impatto sull'ambiente.

Lo strumento scientifico con cui vengono valutati gli impatti e condotti i confronti tra i vari processi è la metodologia per la Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment, LCA). Per le fasi di modellazione dei dati e di quantificazione degli impatti di ciascun scenario studiato è stato impiegato il software SimaPro 8.0.5.13 e la banca dati Ecoinvent 3.1.

2. Parte sperimentale

A livello commerciale la principale fonte di produzione per il TA è il p-xilene (PX), un idrocarburo aromatico con due gruppi metilici sostituiti in posizione 1 e 4. Il PX non è un composto generalmente definibile "green" poiché viene

tradizionalmente prodotto per reforming catalitico dalle nafte del petrolio greggio come parte dei BTX (benzene, toluene e xileni isomeri) estratti. Esso rappresenta un building block molto importante nell'industria chimica e nel 2010 la sua produzione annua globale è stata stimata attorno le 35 Mt, con una crescita annuale della domanda del 6-8% (Wantanachaisaeng & O'Neil, 2012). La produzione di PX è dedicata quasi interamente alla sintesi di TA, che avviene secondo il processo Amoco®, un'ossidazione che procede con conversione del 98% dei reagenti e rese molari >95%. I cinque percorsi di sintesi per l'acido tereftalico da fonti rinnovabili sono mostrati in Figura 1:

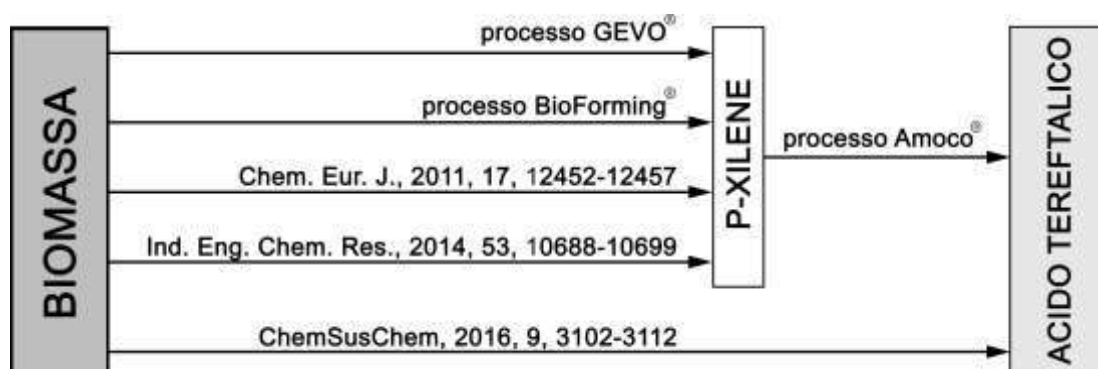


Figura 1: Rappresentazione delle vie alternative per la produzione di bio-TA.

- Processo GEVO®: operativo su scala industriale, dove l'isobutanolo derivante dalla fermentazione di biomassa viene convertito in idrocarburi, iso-ottene e PX (Cortright e Blommel, 2015). Il processo è in grado di produrre p-xilene con rese del 19 wt% rispetto alla corrente di isobutanolo in ingresso;
- Processo BioForming®: di proprietà della Virent Energy Systems Inc., tale processo è presente su impianto pilota dal 2010 (Peters et al., 2011). Esso è in grado di convertire gli zuccheri derivati da biomassa in un prodotto del tutto simile a quello proveniente dal reforming del petrolio. Il cuore del processo è l'Aqueous Phase Reforming (APR), che consiste in una serie di reazioni di catalisi eterogenea che portano alla formazione di una miscela di intermedi chimici trasformati successivamente in idrocarburi tramite condensazione catalitica. In uscita si ottiene p-xilene con una resa totale del 5 wt% rispetto allo zucchero;
- Processo da DMF e acroleina: sviluppato solo su scala di laboratorio (Shiramizu e Toste, 2011). Consiste in una reazione Diels-Alder tra il DMF (2,5-dimetilfurano, ricavato dalla parte lignocellulosica della biomassa) e l'acroleina (prodotta a partire da glicerolo, sottoprodotto ottenuto nella filiera di produzione di biodiesel da colza) per ottenere p-xilene. L'intero processo risulta avere una resa del 37 wt% in PX rispetto al DMF in ingresso;
- Processo da HMF e etilene: La peculiarità di questo processo (Lin et al., 2014) consiste nell'impiego, come substrato di partenza, di amido al posto

della frazione lignocellulosica. L'amido, infatti, viene processato per formare HMF (5-idrossimetilfurfurale), che è quindi convertito a DMF e che partecipa alla reazione Diels-Alder con etilene per ottenere PX. La resa ottenuta, in massa rispetto al glucosio, è del 36 wt%;

- Via alternativa da p-cimene: da una recente collaborazione tra l'Università di Bologna e quella di Bucarest (Neațu et al., 2016) viene proposta un'alternativa al PX per la produzione di acido tereftalico: il p-cimene, composto sintetizzabile partendo dal limonene estratto dalle bucce di agrumi. Lo studio mostra la possibilità di ottenere bio-TA da p-cimene (PCy) utilizzando O₂ come agente ossidante in presenza di un catalizzatore, ottenendo selettività in TA del 38% con conversione dei reagenti prossima al 100% (resa = 47 wt%).

2.1. Valutazione del ciclo di vita

2.2.1. Confini del sistema, unità funzionale e criterio di allocazione

I confini del sistema si estendono dalla fase di produzione delle materie prime fino alla formazione del prodotto finito, senza considerare il trasporto, l'utilizzo e lo smaltimento dello stesso con un approccio "*from cradle to gate*". Per le fasi a monte di tutto il sistema, ossia quelle di produzione delle materie prime, sono stati considerati i contributi relativi all'estrazione e alla produzione dei reagenti, nonché gli aspetti energetici necessari per farlo. Mentre per quanto riguarda i successivi processi le richieste energetiche sono state escluse per mancanza di uniformità nelle informazioni reperite. Per effettuare i confronti tra gli scenari è stata scelta come unità funzionale la produzione di 100 kg di acido tereftalico, al fine di avere gli input ed output di tutti i processi riferiti alla medesima quantità di prodotto. Inoltre, al fine di studiare gli impatti relativi alla sola produzione di TA è stato necessario effettuare un'allocazione in massa tra il principale prodotto di ogni processo ed i relativi sottoprodotti aventi un valore commerciale.

2.2.2. Analisi di inventario

Si è passati poi alla seconda fase della metodologia, consistente nella modellazione degli scenari. Per farlo vengono studiati i flussi in ingresso e in uscita ad ogni processo, in modo che i modelli creati possano rappresentare, nel modo più fedele possibile, la realtà.

2.1.2.1. Aspetti comuni a tutti gli scenari

- Bilancio: la costruzione dei bilanci di massa è stata condotta mantenendo costante la massa in ingresso con quella in uscita: INPUT=OUTPUT.
- Energia: gli aspetti relativi alla richiesta energetica sono stati esclusi dai confini di sistema per tutti i processi, tranne che per le fasi di produzione delle materie prime, assunzione giustificata dal fatto che i processi studiati possono essere considerati, in prima approssimazione, simili tra loro. In tutti i casi infatti si tratta di trasformazioni da biomassa ad aromatici, il che prevede la rottura

delle molecole organiche seguita da una ciclizzazione dei monomeri ottenuti ad aromatici, tra cui p-xilene o p-cimene, precursori del TA.

2.1.2.2. *Analisi di inventario di ogni scenario*

- *Processo GEVO®*: il bilancio è stato ottenuto mantenendo costanti i rapporti in massa riportati nel brevetto, riferendoli alla produzione di 67.27 kg di p-xilene, necessari per ottenere i 100 kg di TA impostati come unità funzionale. Il calcolo del fattore di allocazione (62%) riduce il bilancio al solo isobutanolo in ingresso e PX e H₂O in uscita. La produzione di isobutanolo è stata simulata mediante processo ABE (Acetone–Butanol–Ethanol fermentation) partendo da mais come materia prima rinnovabile.
- *Processo BioForming®*: per semplificare il modello è stato assunto che il primo stadio, il reattore APR (Aqueous Phase Reforming), producesse solo acetone, ottenuto con una resa del 27 wt% rispetto allo zucchero in ingresso. L'acetone è quindi processato in un secondo reattore in cui si ottiene una resa in aromatici del 79 wt%. Questa corrente è stata assunta composta dai tre isomeri dello xilene, distribuiti secondo l'equilibrio termodinamico esistente alla temperatura di processo. Per rispettare l'assunzione del bilancio (IN=OUT) le informazioni del brevetto sono state integrate con quelle ottenibili dal bilancio stechiometrico del processo. Il fattore di allocazione (6.3%) riduce gli output a p-xilene e alle emissioni di H₂O e CO₂, considerando solo il 6.3% della corrente in ingresso (zucchero) per la produzione di PX. Per valutare l'impatto legato alla produzione dello zucchero è stato utilizzato il processo *Sugar, from sugar beet {RoW}| beet sugar production | Alloc Def, U*.
- *Processo da DMF e acroleina*: la produzione di DMF è stata assunta da fruttosio. Per l'acroleina è stato invece utilizzato un processo che ne prevede la produzione a partire da glicerolo, ottenuto dalla transesterificazione dell'olio di colza a dare biodiesel (Cespi et al., 2015). Dopo aver modellato gli scenari relativi alla produzione dei due reagenti si è passati quindi alla costruzione del bilancio per la reazione Diels-Alder tra DMF ed acroleina. Poiché il processo avviene solo su scala di laboratorio il bilancio è stato costruito sulla base di quanto riportato negli schemi di reazione presenti in letteratura. La massa mancante per rispettare l'assunzione del bilancio (IN=OUT) è stata assegnata alle emissioni di H₂O e CO₂, principali prodotti delle ossidazioni. In questo caso non sono presenti in uscita altre specie di tipo organico oltre al PX per cui il calcolo del fattore di allocazione risulta essere del 100% e tutti gli impatti del processo sono assegnati al prodotto d'interesse.
- *Processo da HMF e etilene*: anche in questo caso l'HMF è stato assunto essere sintetizzato da zuccheri (in particolare glucosio). Per l'etilene, invece, è stato messo a punto un processo che ne prevede la disidratazione da bio-etanolo. Per questo processo il fattore di allocazione risulta essere del 55% ed il bilancio prevede glucosio, etilene ed idrogeno in ingresso e PX, H₂O e CO₂ in uscita.
- *Processo Amoco®*: i quattro processi descritti finora portano alla produzione di PX, intermedio che viene successivamente ossidato a TA tramite

il processo Amoco®: per produrre 100 kg di TA (unità funzionale) sono necessari 67.27 kg di p-xilene. I sottoprodotti di questo processo sono acido p-toluico e 4-carbossibenzaldeide. Entrambi hanno valore economico, pertanto è stata effettuata, anche in questo caso, un'allocazione: il fattore di allocazione calcolato per il TA è del 97%.

- Via alternativa da p-cimene: è stata individuata la principale fonte biologica del PCy (limonene) simulando il processo di estrazione dello stesso dalle bucce di arancia (Dàvila et al., 2015), che risultano quindi la materia prima di partenza. Una volta costruito il processo di produzione del p-cimene è stato possibile impostare il bilancio relativo alla sua ossidazione ad acido tereftalico. Si ottiene un fattore di allocazione del 42% ed il bilancio si riduce a p-cimene ed O₂ in input e TA ed emissione di H₂O in output.

2.2.3. Valutazione degli impatti

Dopo la fase di costruzione dei modelli relativi agli scenari si passa alla valutazione degli impatti ambientali associati ai flussi in ingresso ed in uscita dagli stessi. Il primo metodo con cui sono stati valutati gli impatti dei diversi processi è il *Cumulative Energy Demand (CED)*, che analizza il fabbisogno di risorse dirette ed indirette, esprimendo il risultato in termini energetici (es. MJ equivalenti). Successivamente, per entrare nel dettaglio di ogni scenario, è stato utilizzato il metodo ReCiPe che suddivide i carichi ambientali in 18 categorie di impatto intermedio (*midpoint*), che possono essere anche raggruppate in 3 categorie di danno al recettore (*endpoint*).

I risultati ottenuti dal confronto tramite metodo *CED* mostrano che il contributo maggioritario per i processi è dovuto alla categoria utilizzo di biomassa rinnovabile, prevedibile visto la natura degli scenari investigati (bio-based industry). Unica eccezione è rappresentata dalla via da p-cimene, per la quale il contributo maggioritario è quello relativo alle risorse di origine fossile. La motivazione di un tale andamento è dovuta alla scelta di impiegare una biomassa di scarto (es. bucce d'arancia) piuttosto che una dedicata come sorgente per l'estrazione di PCy.

Il confronto con metodo ReCiPe è stato effettuato prendendo in considerazione solo quelle categorie del metodo che risultano essere direttamente collegate al tipo di studio effettuato, ossia quelle relative alle fasi di produzione delle materie prime ed ai loro effetti. Pertanto si è deciso di valutare i risultati degli scenari nelle seguenti categorie: *Climate change*, *Human Toxicity*, *Particulate matter formation*, *Terrestrial ecotoxicity*, *Agricultural land occupation*, *Natural land transformation*, *Freshwater eutrophication*, *Terrestrial acidification* e *Fossil depletion*. Come si vede dal grafico di Figura 2 il processo da DMF e acroleina presenta i maggiori impatti associati a tutte le categorie. Gli impatti di tale processo risultano essere molto superiori rispetto a quelli degli altri scenari: solo il processo GEVO® nelle categorie *Natural land transformation* e *Freshwater eutrophication* ha risultati confrontabili a DMF e acroleina, mentre gli altri rimangono sempre sotto alla soglia del 10%.

Da un'analisi del peso di ogni categoria si evince che la categoria predominante è quella di *Agricultural land occupation*, in quanto risulta essere la principale responsabile degli impatti contribuendo al punteggio totale per circa il 50% (per tutte le vie di sintesi indagate tranne che per quella da p-cimene). Quelli presi in considerazione sono processi che prevedono la coltura di biomassa per la produzione delle materie prime necessarie alle vie di sintesi, per cui appare logico come i processi di coltivazione, di raccolta e di lavorazione giochino un ruolo di primaria importanza nella valutazione degli impatti.

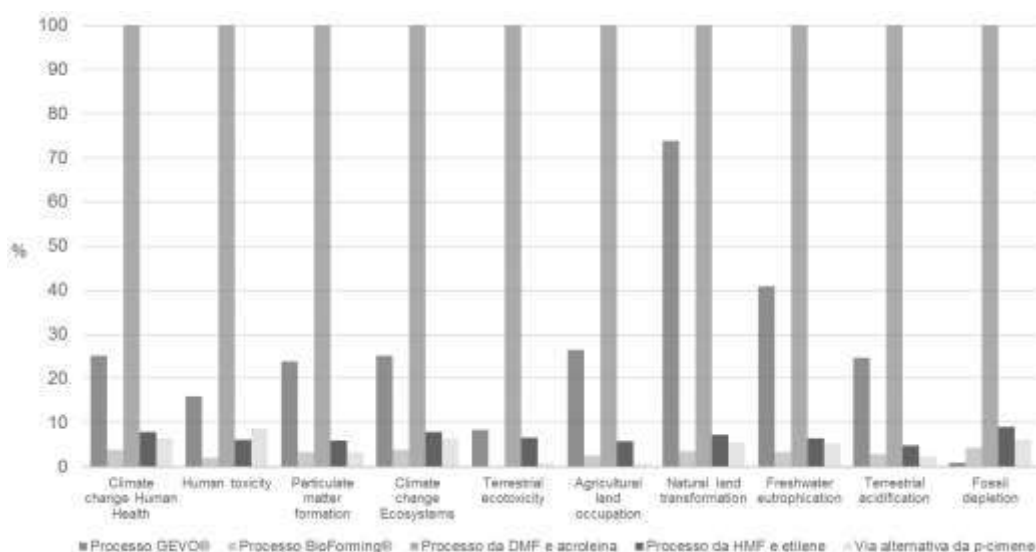


Figura 2: Pesatura percentuale dell'impatto. Per ogni categoria midpoint considerata è stato assegnato il valore del 100% allo scenario con impatto maggiore, di conseguenza sono state calcolate le percentuali degli impatti delle altre vie di sintesi.

Il processo da DMF e acroleina è quello che presenta l'impatto globale predominante, a seguire, in ordine decrescente, si trovano il processo GEVO®, quello da HMF e etilene, la via alternativa da p-cimene e il processo BioForming®.

Da tutti i confronti condotti appare evidente come il processo da DMF e acroleina sia quello con peggiori risultati in termini ambientali, per cui ne è stata indagata la principale fonte di impatto, che risulta essere l'acroleina, o meglio, il suo processo produttivo. Essa infatti incide sul punteggio totale per l'85.2% (1.85 Pt su 2.17 Pt), mentre la produzione di DMF e idrogeno risultano avere contributi più marginali. Entrando ancora più nel dettaglio si nota che il peso associato a tale reagente deriva dalla biomassa utilizzata per la sua produzione (circa il 61% del punteggio cumulativo di 2.172 Pt).

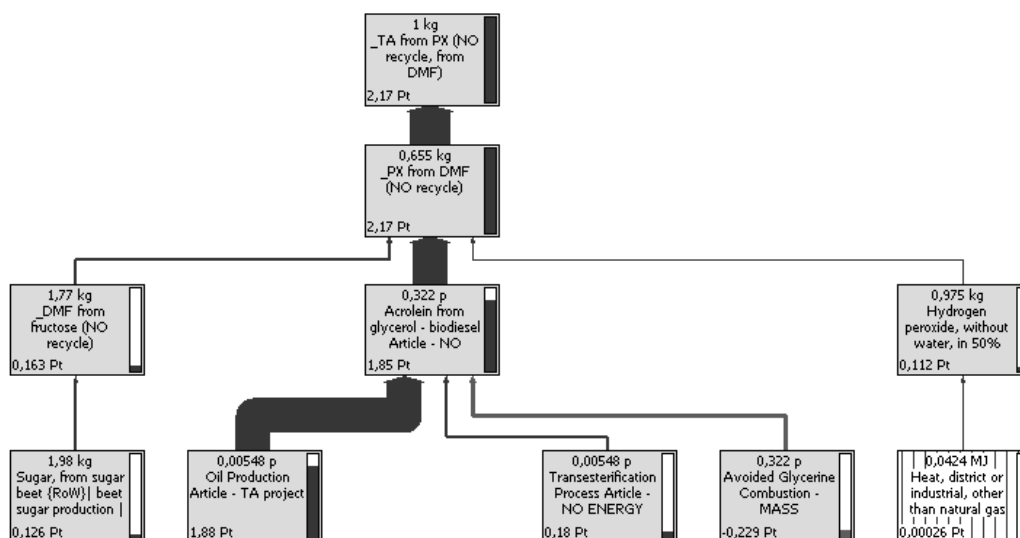


Figura 3: Visualizzazione ad albero del processo da DMF e acroleina.

3. Conclusioni

Dall'analisi emerge che il processo che presenta le maggiori opportunità dal punto di vista ambientale tra quelli indagati è il BioForming®, il quale, insieme al GEVO®, viene già sviluppato a livello industriale. Tra i processi studiati su scala di laboratorio, invece, quello da p-cimene sembra essere il più promettente in termini ambientali, soprattutto perché utilizza scarti di lavorazioni. Tuttavia, al fine di ottenere un quadro più rappresentativo, occorrerebbe eseguire una valutazione più approfondita almeno su scala pilota per verificarne la fattibilità industriale.

Come già detto in precedenza la presente analisi è da considerarsi facente parte degli studi AES, poiché rappresenta uno screening preliminare nell'analisi dei processi. I risultati ottenuti mettono in luce le criticità di ogni scenario e servono per effettuare le prime valutazioni sui processi, con l'obiettivo di individuare quello che, su scala industriale, possa garantire il minor impatto sull'ambiente. Tali considerazioni non possono però essere ritenute esaustive per lo studio del sistema poiché mancano le considerazioni di tipo energetico dei processi ed i dati utilizzati non presentano tutti lo stesso grado di affidabilità (quelli dei processi industriali provengono dai brevetti, mentre quelli dei processi in fase di sviluppo dalle relative pubblicazioni). Lo strumento LCA risulta comunque un buon metodo per determinare la qualità ambientale dei processi indagati poiché è in grado di considerare l'intero ciclo di vita degli stessi, anche se, in sistemi complessi come questi, la qualità e quantità dei dati risulta giocare un ruolo determinante ai fini della valutazione finale. In conclusione, si può asserire che questo tipo di valutazioni risultano essere indispensabili per settori industriali come quello chimico, sempre più attento ai concetti di *green chemistry* e *sviluppo sostenibile*.

4. Bibliografia

Cespi, D, Passarini, F, Mastragostino, G, Vassura, I, Larocca, S, Iaconi, A, Chieregato, A, Duboise, JL, Cavani, F, 2015. Glycerol as feedstock in the synthesis of chemicals: a life cycle analysis for acrolein production. *Green Chem.*, 17, 343.

Cortright, RD, Blommel, PG, inventors; Virent, Inc., assignee; Synthesis of liquid fuels and chemicals from oxygenated hydrocarbons. United States patent US 9217114B2. 2015 December 22.

Dávila, JA, Rosenberg, M, Cadorna, CA, 2015. Techno-economic and Environmental Assessment of p-Cymene and Pectin Production from Orange Peel. *Waste Biomass Valor* 6, 253–261.

Lin, Z, Nikolakis, V, Ierapetritou, M, 2014. Alternative Approaches for p-Xylene Production from Starch: Techno-Economic Analysis. *Ind. Eng. Chem. Res.* 53, 10688–10699.

Neațu, F, Culică, G, Florea, M, Pârvulescu, VI, Cavani, F, 2016. Synthesis of Terephthalic Acid by p-Cymene Oxidation using Oxygen: Toward a More Sustainable Production of Bio-Polyethylene Terephthalate. *ChemSusChem* 9, 3012-3112.

Peters, MW, Taylor, JD, Jenni, M, Manzer, LE, Henton, DE, inventors; GEVO, Inc., assignee; Integrated process to selectively convert renewable isobutanol to p-xylene. United States patent US 2011/0087000A1. 2011 April 14.

Shiramizu, M, Toste, FD, 2011. On the Diels–Alder Approach to Solely Biomass-Derived Polyethylene Terephthalate (PET): Conversion of 2,5-Dimethylfuran and Acrolein into p-Xylene. *Chem. Eur. J.* 17, 12452–12457.

Wantanachaisaeng, P, O'Neil, K, 2012. Capturing Opportunities for Para-xylene Production.

La sostenibilità nel restauro architettonico: valutazione comparativa delle tecniche di pulitura mediante analisi LCA

L. Volpi^{1*}, R. Spinelli¹, E. Franzoni², A. Bonoli²

¹ Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria

² Alma Mater Studiorum, Università di Bologna, Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali

Email*: lucrezia.volpi@unimore.it

Abstract

L'obiettivo di questo studio è un'applicazione dell'analisi del ciclo di vita al restauro architettonico; nello specifico, si è condotta una valutazione comparativa tra le diverse tecniche di pulitura, tipicamente impiegate nell'ambito del restauro architettonico, applicate ad un supporto murario piano, interessato da un deposito superficiale aderente. L'analisi LCA, condotta con quattro metodi di valutazione, individua nella pulitura con solventi la tecnica responsabile dei maggiori danni ambientali; nel caso del consumo idrico, metodi a solvente e pulitura termica con laser si equivalgono, facendo registrare i maggiori danni. Accanto alle valutazioni di carattere ambientale, è stato analizzato l'aspetto economico e quello della salute dell'operatore in cantiere, con considerazioni prettamente qualitative.

1. Introduzione

In Italia, come nel restante panorama europeo, oltre il 30% degli edifici è stato realizzato prima del 1945 ed il 18,3% prima del 1919 (Green Building Council Italia, 2017). In tale contesto, la sostenibilità dei processi edilizi e delle soluzioni tecnologiche adottabili, impone, nell'ambito degli interventi di restauro e riqualificazione del patrimonio edilizio esistente, una più approfondita riflessione derivante dalla maggiore complessità delle variabili in gioco e presuppone una positiva convergenza di più operatori a diversi livelli.

Tale complessità è stata spesso affrontata mediante uno sguardo specialistico ed un'intensa attività di ricerca che ha contribuito all'approfondimento progressivo di numerosi aspetti, limitandosi tuttavia a singoli ambiti disciplinari. Sarebbe necessario, invece, un salto di qualità in chiave interdisciplinare tale da concepire l'intervento progettuale all'interno di una logica di sostenibilità, in stretto rapporto con l'eredità testimoniale del costruito storico. Il patrimonio culturale infatti, potrebbe configurarsi come nuovo, o meglio, ritrovato paradigma di sostenibilità, orientando il processo edilizio verso la salvaguardia e la valorizzazione di tutte le sue espressioni passate, soprattutto in vista della scarsità delle risorse future.

2. Materiali e Metodi

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo dello studio è quello di comparare, a parità di prestazione, l'impatto ambientale delle diverse tecniche di pulitura (e dei relativi materiali) impiegate nel restauro architettonico. Nello specifico si fa riferimento alla pulitura completa

di una superficie lapidea piana, priva di ornamento o strati di protezione, costituita da una pietra di media porosità e recante uno strato di annerimento superficiale generico, coeso, ben aderente al supporto (tipicamente una cosiddetta “crosta nera”).

Per pulitura nell'ambito del restauro si intende l'asportazione di sostanze estranee presenti sulla superficie di un manufatto, che risultino nocive per la sua conservazione oppure ne ostacolano del tutto o in parte la leggibilità.

Per poter condurre lo studio sono state dapprima individuate le tecniche di pulitura oggi in uso nel restauro, raggruppandole in macrocategorie:

- pulitura meccanica: comprende una serie di strumenti specifici per la rimozione dei depositi attraverso un'azione abrasiva che l'operatore esercita direttamente sulla superficie; l'abilità e l'esperienza dell'operatore sono pertanto una variabile importante per una buona riuscita della pulitura; fanno parte di questa categoria le puliture con bisturi, martello e scalpello, la microsabbatura e l'idrosabbatura;
- pulitura fisico-chimica: sfrutta l'azione pulente dell'acqua e degli agenti chimici per l'asportazione del deposito. Appartengono a questo gruppo i metodi a solvente ed acquosi, gli impacchi e le resine a scambio ionico;
- pulitura termica: vede l'impiego di strumentazione laser.

L'unità funzionale scelta è rappresentata da una superficie di 1m² di estensione, mentre i confini del sistema vanno dalla produzione di materie prime e macchinari, al trasporto in cantiere, fino alla fase d'uso. Non viene considerato lo scenario di fine vita, poiché questo risulta di difficile determinazione; infatti il ventaglio di possibilità che si apre dopo l'impiego sia dei materiali che delle macchine è molto ampio perciò, in mancanza di informazioni specifiche, si è deciso di omettere questa fase, indicando soltanto qualitativamente se la pulitura produce o meno rifiuti.

Grazie alla collaborazione con l'impresa Leonardo Srl di Bologna, specializzata nel campo del restauro architettonico, si sono raccolti gran parte dei dati dell'analisi (relativi a materiali, attrezzature impiegate e rispettivo tempo di utilizzo); impiegando questi dati infatti, è stato possibile ricondurre lo studio ad una parità di “risultato” finale, inteso come pari efficacia pulente.

2.2. Analisi di inventario

L'analisi di inventario è stata condotta utilizzando sia dati primari che secondari.

Per i dati primari si è fatto riferimento, come anticipato nel paragrafo precedente, allo studio di restauro Leonardo Srl di Bologna che ha fornito informazioni specifiche su modalità e tempistiche delle diverse tipologie di pulitura, oltre alla documentazione tecnica di materie prime e macchinari necessari. Gli altri dati sono stati ricavati dal database EcoInvent 2.

Il codice di calcolo impiegato nell'analisi è SimaPro 7.3.3, sviluppato dalla PRé (Product Ecology Consultants) ed i metodi di calcolo del danno ambientale

utilizzati sono IPCC 2007 GWP 100a, Cumulative Energy Demand, CML 2 baseline 2000, Eco-indicator 99, Impact 2002+; si è scelto di impiegare diversi metodi in modo da ottenere un quadro più articolato e vario di risultati e poter individuare la presenza o meno di aspetti comuni.

In Figura 1 si riporta, a titolo di esempio, il flow chart relativo alla pulitura con resine a scambio ionico. In Figura 2, si riporta la parte di inventario relativa agli strumenti analizzati mentre in Figura 3 si riporta la parte di inventario relativa a materiali, trasporti, consumi elettrici e DPI.



Figura 1: Flow chart relativa alla pulitura con resine a scambio ionico.

STRUMENTO	Laser	Demin.	Idrosabb.	Microsabb.	Compress.	Aspirat.	Vibroint.	Bisturi	Martello	Scalpello	Pennello	Spugna	Minipimer	Microonde	Nebulizz.
PESO (kg)	125,00	58,50	56,00	12,00	50,00	19,00	0,16	0,10	1,50	0,20	0,10	0,05	0,96	11,00	4,00
PVC (kg)	42,78	37,15	0,36	1,80	2,50	0,95	0,01						0,10	0,26	4,00
VETRORESINA (kg)		20,48													
ACCIAIO INOX (kg)	50,80	0,88	50,34	1,20	35,45	15,90	0,13	0,10	0,90	0,20	0,01		0,84	7,09	
ALLUMINIO (kg)	23,93			7,20	10,00	0,95									
POLIESTERE (kg)						0,38						0,02			
LDPE (kg)						0,76									
LEGNO (kg)									0,60		0,06				
SETOLE (kg)											0,03				
RAMI (kg)	0,06		0,06		0,05	0,06	0,02						0,02	0,07	
CERAMICA (kg)														1,90	
VETRO (kg)	1,99													1,89	
OTTONE (kg)			2,80												
COTONE (kg)												0,02			
VISCOSA (kg)												0,02			
RESINA (kg)	0,25														
GOMMA (kg)			2,24	1,80	2,00										

Figura 2: Analisi di inventario relativa agli strumenti.

3. Risultati e discussione

Si riportano, per brevità, soltanto i risultati più significativi relativi ad alcuni dei metodi impiegati; inoltre, per le puliture con impacchi, si riporta il dato medio riferito alle diverse tipologie di miste pulenti, poiché queste mostrano risultati pressoché analoghi.

I risultati ottenuti dall'analisi con IPCC 2007 GWP 100a si riferiscono all'emissione di CO₂ in atmosfera e vengono riportati sottoforma di grafico in Figura 4; come si può notare, il valore più elevato in termini di chilogrammi di CO₂ equivalenti emessi, è quello relativo alla pulitura con solventi (13,02 kg di CO₂ equivalenti, valore medio; 21,62 kg di CO₂ equivalenti, valore massimo), e a seguire quello relativo alla pulitura con laser (8,11 kg di CO₂ equivalenti).

Relativamente alla pulitura con solventi, i metodi liberi (acetato, acetone, alcool, White Spirit) comportano i maggiori impatti, mentre quelli supportati (o Solvent Gel) raggiungono valori inferiori, circa 1/10 dei primi. Questo risultato è motivato dal fatto che, nei metodi liberi, si fa uso di cotone, il cui processo di produzione è responsabile dei principali impatti in termini di CO₂, mentre il cotone non è usato nel caso di applicazione dei Solvent Gel. Infine occorre specificare che, tra i metodi liberi, la pulitura con acetone risulta la più impattante, in questo caso proprio a causa della filiera produttiva del solvente.

Per quanto riguarda la pulitura con laser invece, il danno ambientale è connesso principalmente alla produzione di energia elettrica.

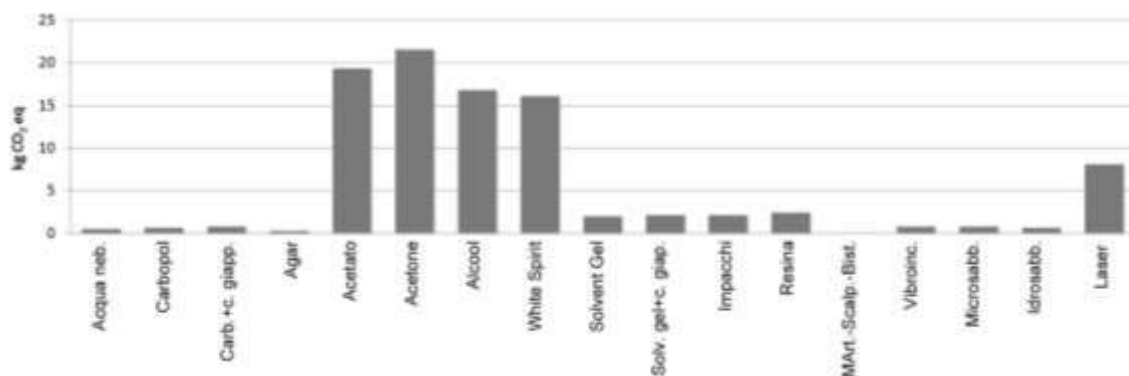


Figura 4: Risultati del calcolo con IPCC 2007 GWP 100a.

Il metodo CML 2 baseline 2000 è stato impiegato sia per la determinazione delle varie categorie di impatto ambientale (Acidificazione, Eutrofizzazione, Ecotossicità, etc.), sia per quantificare il consumo idrico. Si riportano, in Figura 5, i risultati relativi a questa seconda analisi.

Anche in questo caso, la tecnica con il maggiore impatto, in termini di consumo idrico, risulta essere la pulitura con solventi (27,62 m³, valore medio; 49,70 m³, valore massimo) e si può notare una differenza tra metodi liberi, caratterizzati da consumi più elevati, e metodi supportati. Seguono la pulitura con tecnologia

laser (48,71 m³) e gli impacchi (valore medio 6,20 m³, valore massimo 8,72 m³ quest'ultimo registrato con impacco di cellulosa, carbonato di ammonio e interposizione di carta giapponese).

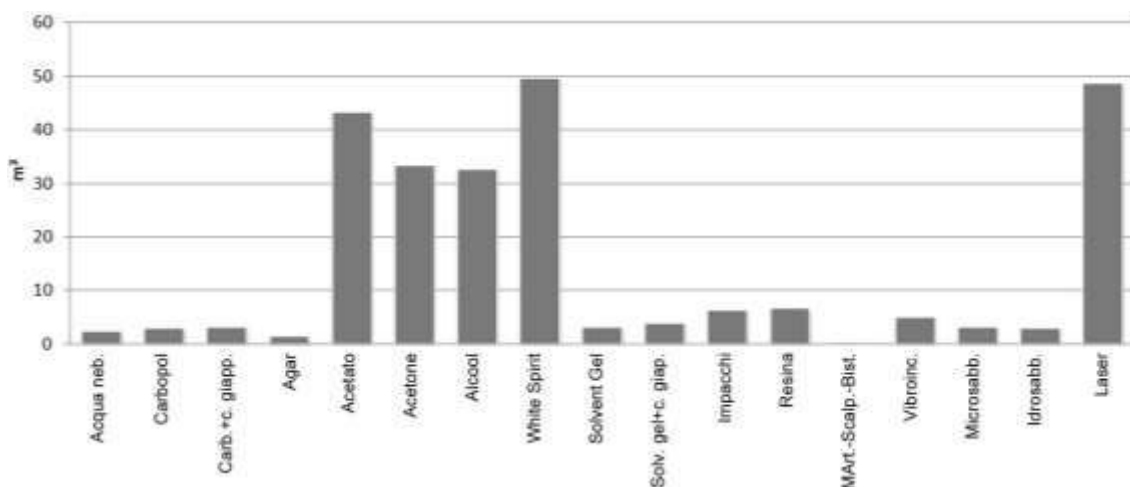


Figura 5: Risultati del calcolo del consumo idrico con CML 2 baseline 2000.

Per quanto riguarda l'analisi con il metodo Eco-Indicator 99, come si può notare in Figura 6, i valori più elevati sono connessi nuovamente alla pulitura con solventi, in particolare il maggior contributo è dovuto al *white spirit* (una miscela di ragnie minerali) relativamente alle categorie Qualità dell'ecosistema (0,83 pt) e Salute umana (1,84 pt). In particolare, per la prima, il processo che comporta la maggiore criticità è la produzione del cotone mentre, per la seconda, la causa è da ricercarsi nell'imballaggio in ottone del solvente. Per la categoria Risorse infine, il punteggio più elevato si ha con la pulitura con acetone (0,99 pt), proprio in riferimento alla produzione dell'acetone stesso.

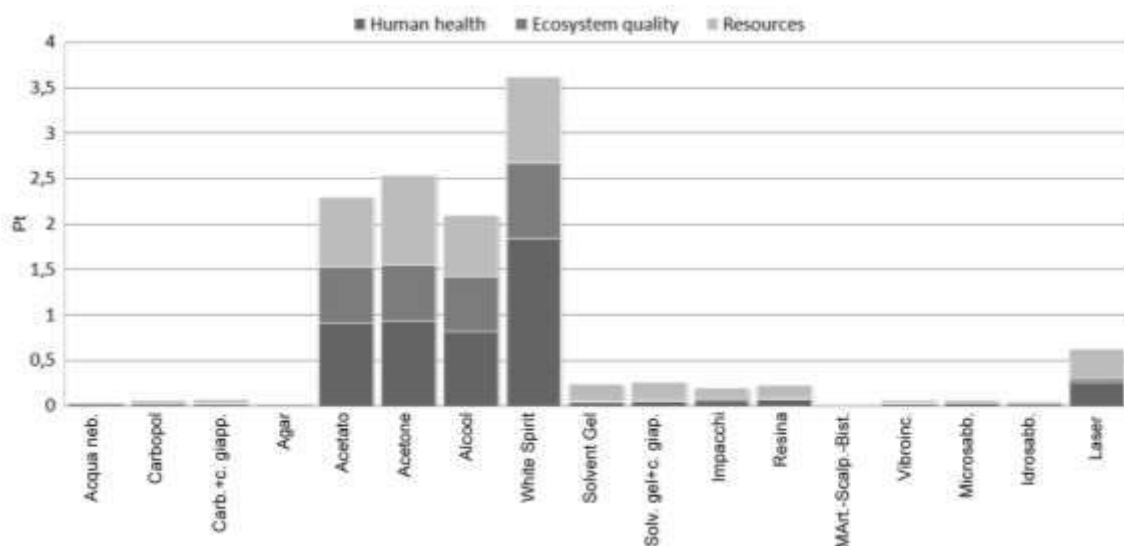


Figura 6: Risultati del calcolo con Eco-indicator 99.

Infine, dai risultati del calcolo con il metodo Impact 2002+, riportati in Figura 7, si evince che i valori più elevati vengono raggiunti ancora dalla pulitura con solventi, in particolare con *white spirit* relativamente alle categorie di danno Salute umana (0,003 pt) e Qualità dell'ecosistema (0,001 pt). Per entrambe la causa è di nuovo la produzione del cotone impiegato nella pulitura. Per le categorie di danno Cambiamento climatico e Risorse, il punteggio più elevato si ha per la pulitura con acetone (0,002 pt in entrambi i casi), rispettivamente per la produzione del cotone e per la produzione dell'acetone.

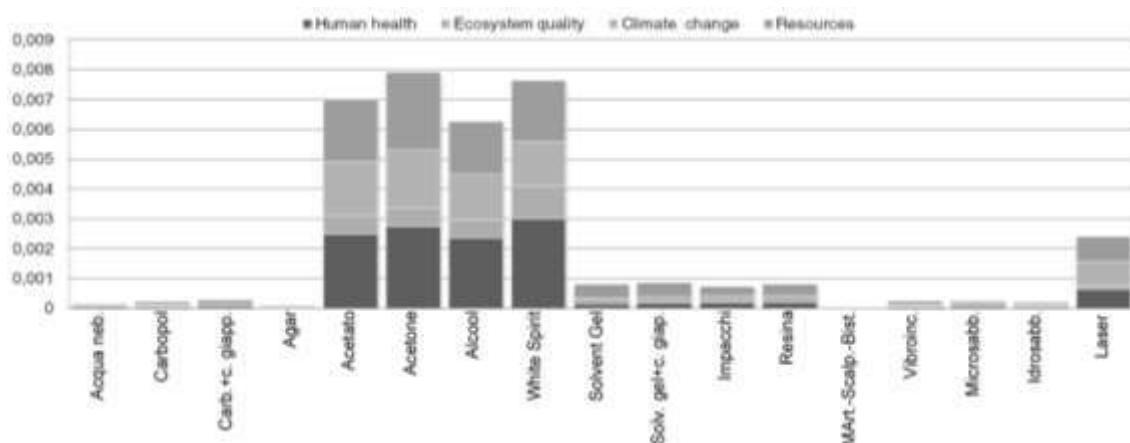


Figura 7: Risultati del calcolo con Impact 2002+.

4. Conclusioni

Dall'analisi condotta emerge che, la maggior parte dei metodi utilizzati, individua nella pulitura con solventi la tecnica responsabile dei maggiori danni ambientali; soltanto nel caso del consumo idrico, metodi a solvente e pulitura termica con laser si equivalgono, raggiungendo i valori più elevati in termini di m³ di acqua utilizzati. In generale, per i metodi a solvente, la causa di tali risultati è da ricercarsi nella filiera produttiva del cotone, necessario per la pulitura proprio perché è il supporto attraverso cui il solvente viene applicato sulla superficie e quindi esercita la sua azione pulente.

Pertanto, per limitare tali danni, si potrebbe anzitutto pensare all'uso di un materiale alternativo al cotone, analogamente adeguato ma più sostenibile.

Nel caso specifico della pulitura con acetone, i maggiori impatti sono determinati dal processo di produzione dell'acetone stesso per il quale non esistono margini di miglioramento immediati, a meno di cambiare radicalmente il solvente in favore di altri più sostenibili, la cui efficacia pulente sarebbe però comunque da verificare. Se si considera invece la pulitura con *white spirit*, si può notare che buona parte del danno ambientale causato dipende dall'imballaggio del solvente, realizzato in ottone; per ridurre tale impatto si potrebbe sostituire il contenitore del *white spirit* con uno in alluminio, che risulterebbe ugualmente adatto a contenere tale solvente.

Per quanto riguarda la pulitura con laser, come già detto, si registra un picco nel consumo idrico, mentre per le altre categorie di impatto e di danno, i valori di danno ambientale risultano essere inferiori.

La pulitura con resina a scambio ionico e gli impacchi fanno registrare valori intermedi di danno ambientale (in termini relativi); i metodi che causano i danni meno ingenti all'ambiente (sempre in senso relativo) risultano essere la pulitura meccanica ed i metodi acquosi.

5. Bibliografia

Bonsanti G, 2002. Metodi Tradizionali ed Innovativi nella Pulitura dei Dipinti e delle Opere Policrome Mobili, Piazzola sul Brenta, 25-26 Ottobre, Padova

Cremonesi, P, 2011. L'ambiente acquoso per la pulitura di opere policrome, Il Prato, Padova

Cremonesi, P, 2004. L'uso di tensioattivi e chelanti nella pulitura di opere policrome, Il Prato, Padova

Cremonesi, P, 2011. Riflessioni sulla pulitura delle superfici policrome, Congresso CESMAR7, 27 marzo

Green Building Council Italia, viewed 5 Feb 2016:

<<http://www.gbitalia.org/risorse/169?locale=it>>

Lazzarini, L, Laurenzi Tabasso, M, 1986. Il restauro della pietra, CEDAM, Padova

Paleari, M, Lavagna, M, Campioli, A, De Angelis, E, 2014. Valutazione LCA degli interventi per la conservazione e manutenzione delle superfici di facciata, VIII Convegno della Rete Italiana LCA, Firenze, Italia, 19-20 Giugno

Torsello, BP, Musso, SF, 2003. Tecniche di restauro architettonico, Tomo Primo, UTET, Torino

The role of Life Cycle Assessment (LCA) and energy efficiency optimization during the early stage of building design

Shenghuan Zhao*, Monica Lavagna, Enrico de Angelis

Department of Architecture, Built environment and Construction engineering,
Politecnico di Milano, Milano, Italy

Email*: shenghuan.zhao@polimi.it

Abstract

The environmental impact of buildings could not be minimized only by optimizing the operational energy since the reduction of operational energy frequently consumes more embodied energy due to the increase of materials and systems used for energy efficiency. Meanwhile, although LCA has been widely used to evaluate the environmental footprint, few studies explored its role in the early building design stage during which majority of the prominent decisions actually already have been made. This paper tries to offer a roadmap by incorporating LCA with energy optimization during the early design phase, to make LCA a more useful guidance tool for improving the design sustainability rather than a method only for the final verification. The workflow of integrating these two approaches is proposed. Several mainstream LCA software are compared and simplified LCA approaches are introduced for the implementation. In the same time, limitations related to this integrative work are also pointed out. For instance, the nature of design is a sequential processing work which fights against the demand of simulation software.

1. Introduction

The building sector has a dominant impact on our environment. In the European Union, buildings are responsible for 40% of energy consumption and 36% of CO₂ emissions (European Commission, 2016). In the United States, 41% of primary energy was consumed by the buildings sector during the year 2010, compared to 30% by the industrial sector and 29% by the transportation sector (U.S. Department of Energy, 2012). Operational energy consumption of buildings is the main focus of this aim and many countries have achieved progress in that regard. But the reduction of the operational energy consumption is not a complete criterion to assess environmental performance because a life cycle evaluation is necessary and many environmental impacts associated with material production are not energy-related (Wang et al., 2005). Previous studies also have identified that the materials used to construct green buildings have higher environmental impacts than those of traditional buildings (Thiel et al., 2013). Comparing with the operational energy optimization, Life cycle assessment (LCA) is a more completed method to minimize the human impact on nature, which addresses the environmental aspects and potential environmental impacts throughout a product's life cycle from raw material acquisition through production, use, end-of-life treatment, recycling and final disposal (i.e. cradle-to-grave)(ISO 14040, 2006). LCA has been used as a technical tool in construction industry since 1990 (Fava, 2006) and many academic institutions have theoretically worked on building LCA ever since 30 years ago.

Although there is a great number of LCA studies, the research incorporating LCA with other building design approaches, which is the real need of practical projects, is still in a shortage. The design phase of a building exerts great influence on the

production, construction and operation stages which are significantly crucial for environmental sustainability. Commonly, four aspects need to be examined for a sustainable building design: energy efficiency, environmental impact, occupant comfort and the cost. These goals are not mutually independent but closely related and interplaying with each other and some of them are even in a trade-off condition. As a result, it should be a multidisciplinary design optimization (MDO) method to design sustainable buildings (Welle, 2007), which is a complicated algorithm rather than simple decision making only for one singular objective. It means that different design approaches have to cooperate with each other for achieving the synthesized goal. Only incorporating LCA with design or correlating energy efficiency with design is unable to design sustainable building. For specific projects in specific conditions, which objectives need to be emphasized and how to integrate those design approaches together should be studied. There are several studies coupling LCA with life-cycle cost assessment methods that consider economic impacts (Norris, 2001), the most related design approach with LCA. Nevertheless, it is not easy to make cost-effective decisions without knowing the trade-off relationship between economical and environmental performance (W. Wang et al., 2005). For most of the construction projects, comparing with the optimization of life cycle cost, actually the energy efficiency is more like a prerequisite. The European Union (2010/31/EU) requires all new buildings inside EU to be nearly zero-energy by the end of 2020. China, United States and other countries all have such kind of guidelines and planning. Thence, energy efficiency and environmental impact can be two basic aims of four objectives which is mentioned above.

The main aim of this paper was to conduct an understanding of the role of LCA and energy optimization in the early design stage. In detail, the purposes of this study were: a) Outline the working process integrating LCA with operational energy optimization; b) Compare different software to select the suitable tool for early design stage; c) Investigate the limitations and possible orientations to improve this cooperated system.

2. Integrate LCA with energy optimization in the early stage

2.1. Research boundaries

Two boundaries need to be defined in the aim of this paper. The first boundary is the scope of selected design period from the whole dynamic process. According to the Chinese code *Standard of design depth in construction documentation*, design period for common projects can be carved up to: concept & schematic design, development design and construction document design. In the *Guide to Building Life Cycle Assessment in Practice* from American Institute of Architects (AIA), concept design is taken out separately. So the whole design period can be divided into: concept design, schematic design, development design and construction document design. These design stages (Figure 1) decide the embodied energy and operational energy of a building. It is usually considered that the early design stage includes conceptual and schematic design and the other phases belongs to the late stage. Decisions made in the early stage have the greatest influence because they define key parameters for the remainder of the design process (Hollberg & Ruth, 2016). What's more, it will cause a lot of troubles to change the plan in the development design and construction document design is a more detailed phase which offers even

less possibilities for design changing. In practical projects, LCA is normally done by engineers or the consultant to evaluate the final design. However, engineers do not work until development design and only architects join all the four stages. In conclusion, this paper focuses on the early design stage which contains great potential for improving environmental friendliness (Figure 1).

The second boundary is the selected life stages from the whole life period of a building. With regard to EU standard *EN 15978*, the life cycle of buildings can be divided into: Production, Construction, Use and End of life. Cole & Kernan (1996) already have revealed out that raw material acquisition, production, on-site construction and operation account for 94% of an office building's life cycle energy consumption over its 50-year life expectancy. It means that neglecting the end of life brings little influence. What's more, it is difficult to consider the last stage since the start of building design because no one could tell the destructing technologies after 50 or 100 years. In another perspective, all the design phases have relationship with end of life only in quantity. How much energy consumed in the end of life stage, regard to the building itself, only decided by the volume and quantity of material used. Therefore, the reasonable research boundary in the perspective of LCA should be from product to use stage, "cradle to gate" rather than "cradle to grave". And the actions of maintenance and repairing will also be included in the use stage.

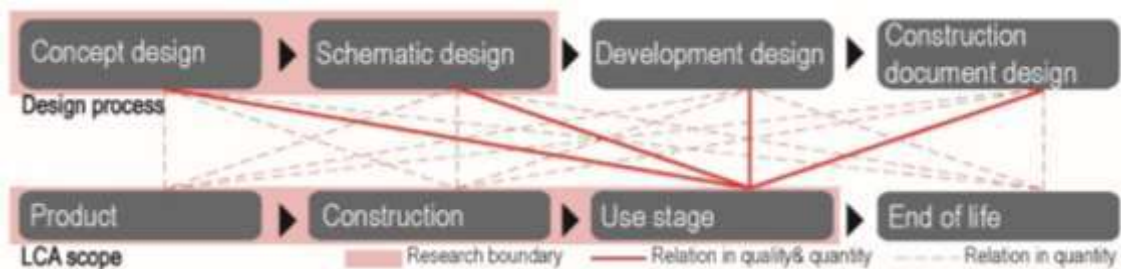


Figure 1: Research boundaries in two aspects, elaborated by the author.

2.2. Workflow of the integration

Building impacts on the environment in their life cycle correlate closely with the primary energy demand (Ramesh et al., 2010). Researchers (Sartori & Hestnes, 2007) found that strategies decreasing the operational energy raise the consumption of embodied energy and as a result, low-energy version buildings needed more embodied energy than the original ones, both in percentage and absolute value. It means that for a single nearly zero energy building, more efficient of operational energy does not necessary mean less environmental impact. In many cases, there is a negative correlation between these two objectives. Therefore, integrating LCA in the early design stage can be a possible way to balance operational energy and embodied energy content (Figure 2) and to verify the environmental impact of a building over the total life cycle. Azapagic (1999) stated that three compulsory steps are needed for incorporating LCA into systematic optimization: (1) Executing a LCA frame; (2) Conclude the multi-objective optimization issue in the LCA frame; (3) Solving the multi-objective optimization problem and selecting the optimal trade-off solution. From the perspective of designing, according to the research from Attia (2012), early design stages of NZEBs can be divided into five sub-phases: (1)

Table 1: Common designing parameters in the early design stage of NZEB.

Design stages	Input Parameters
Concept design (Pre-design)	Geometry/ The site location/ Building orientation/ Floors/ Gross floor area/ Colour/ WWR
Schematic design	Material variants/ Technical choices/ Service life of the building and construction products/ Internal activities/ Thermal zones

For architects whose work is modifying the design with the LCA results, the decision is difficult to make if the result is not given in a synthesized value. Weighting is a multi-intentional driven action, incorporating social, political and moral values, which connects the quantitative results and subjective decision making. ISO 14040 and 14044 specify that weighting is an optional step in LCA and it cannot be used for comparative assertions intended to be disclosed to the public. For the construction projects in prior time, “Monetisation” and “Panel weighting” are two common weighting approaches (Finnveden et al., 2006). Monetization locates correlative precedence of an impact category in financial value and the values can be given according to expenses associated with preventing or repairing the damage. “Panel weighting” determines weighting factors by inquiring a group of people so this approach can easily be curved by the personal influences of the panellists. For the same impact category, different panel weighting system gives different weighting factors. Distinct panel weighting system has different background, for instance, the system from BEES was invented in the condition of the United States (Thomas et al., 2007). Global warming is the most important indicator in many systems. While Indoor air quality, human health, and habitat alteration in EPA panel weighting system have the highest score, so the hospital or some other projects have special demanding on the health of occupants may choose this scheme.

2.3. Simplification of LCA methods

Huge demand for simplified LCA approaches exists due to the gap between the LCA in theory and its practical use (Baitz et al., 2013), especially for the role of design aiding for which time saving is a compulsory quality. LCA can be divided into three types: screening LCA, simplified LCA and detailed LCA. A screening LCA study is employed for a trial overview of the environmental impacts of a building design and it can be used for internal communicating and helping architects make decisions in the early design stage (Gantner et al., 2012), however, this kind of LCA study is not able to offer explicated results. A simplified LCA study is more advanced and can be practiced for a quick assessment of a building but the challenge is to adapt the LCA methodology and simplify its use. A detailed LCA study follows the standard ISO 14040/14044 and reflects the regular approach of LCA. Apparently, in the early design stage, screening LCA is suitable for concept design while simplified LCA is more appropriate to schematic design.

To avoid misleading results in the screening LCA, care is needed to ensure that omitted building products are not significant for the chosen environmental indicators seeing that a screening study would only put the pin on main factors to the system for evaluation. In the screening LCA, for some omitted processes or beyond the focus of the study, default values can be used. Gantner et al. (2012) think it is also important to use adapted calculation rules for simplified LCAs. Compared with a screening LCA, the data used for a simplified LCA should be more representative of

the product, component, element or part of a building under assessment (Gantner et al., 2012). Due to this special condition in the early design stage mentioned above, the sensitivity and uncertainty are needed for conducting the life cycle assessment. Hester et al. (2016) used Monte Carlo simulation method to reflect the design uncertainty and sensitivity of parameters contributing in the early design stage.

2.4. Software for implementing

Varieties of LCA software in the market can be divided into two categories related to the application fields: comprehensive software (for any type of sector) and ones specific for the building sector. The latter ones also can be separated into three subgroups according to the research scales: building materials, building assemblies and the whole building (Table 2). Software which can analyse a whole building is needed in the aim of this paper and most of the software for building sector can satisfy this requirement. The second key element is “visualizing the result in real time” since it is necessary to give feedback to architects for improving the design and communicating with clients regarding the environmental impacts of their choices. Some other characteristics of software also need to be considered. Almost all of the software are lack in assessing the full picture of the building life cycle for different study types and objectives (Gantner et al., 2012). The energy optimization software in the early design stage is in the same situation as LCA software. Attia et al. (2012) considered that the majority of existing tools focus on evaluating the design alternatives after the decision making, and largely overlook the issue of informing the design before the decision making. It is argued that the mismatch between the tool capabilities and the user’s needs is one of the reasons why the use of simulation tools is limited in the preliminary design stage (Hopfe et al., 2006).

Table 2: Compare different LCA software for building sector.

Software	Scale level	Regional application	Other analysis	Normalization weighting	Early stage design
BEES	Assemblies	US	Life Cycle Costing (LCC)	YES	—
Impact	Building	Global	BIM + LCC	—	—
Gabi	Building	Global	LCC	YES	—
Athena	Building	US, Canada	—	—	Concept design
EQUER	Materials/ Building	France	Energy simulation COMFIE	?	user friendly
LEGEP	Materials/ Building	Germany	LCC	?	—
Eco2soft	Building	Global	—	—	—
BECOST	Materials/ Building	Finland	LCC	—	—
ELODIE	Building	France	—	?	—

(“?” Means couldn’t find specific information, “—” Means not existing or not satisfied)

Packaging LCA software and energy simulation application together is another pivotal topic of implantation. Data managers like “Building Design Advisor” actually

can be used in the aim of collaborating work between LCA software and energy simulation software. ModelCenter, a software aiding in the design and optimization of systems, which can integrate standalone applications was chosen in the research (Basbagill, Flager, & Lepech, 2014). Data from different applications can be transferred automatically inside ModelCenter. So, the “optimizing workflow” doesn’t need to be optimized for avoiding transmission errors. ModelCenter can easily answer the question like “what is the trade-off between objective A and objective B.” Ideally, these two workflow circles in Figure 2 should iterate automatically to get the optimal result. However, little literature was found on the topic of automatic iteration. Most of the existing studies set up the framework but architects have to change the variables manually and compare the results by themselves.

3. Limitations

3.1. *The assumptions related to the lifetime*

The data quality of LCA is temporally and geographically related to the accuracy of sources. Temporal perspective means the data age of life cycle inventory should be suitable for the current goal, not too out-of-date. Specific regional data should be used for specific project, due to geographic boundary varies project to project. From the perspective of building itself, inaccurate real life time and operational energy are other two contributors for poor data quality. Randomly chosen building lifetime or excluded interior renovation introduces a noteworthy amount of error into residential building LCA; many LCA studies do not adequately address the actual lifetime of buildings and building products, but rather assume a typical value (Aktas & Bilec, 2012). In a study (Li, 2013) the life expectancy of all the buildings in China was assumed to be 100 years, but the real average lifetime of buildings in China is only 30 years (Wang, 2010) because of intensive urban regeneration. Many case studies in the United States also used unsuitable numbers (Keoleian et al., 2001; Thormark, 2002). While the actual residential building lifetime in the USA is 61 years currently and has a linearly increasing trend (Aktas & Bilec, 2012). Furthermore the building performance condition is a dynamic state rather than a stable one, so the energy consumption during the operation period is changing all the time. Generally speaking, the building performance becomes worse as the time going by if there is no enough maintenance and retrofitting. That’s another kind of “unpredictable” data. Aiming to solve this problem, Collinge et al. (2013) developed a frame to assess the environmental impact in a more realistic and dynamic way, due to the long life span of buildings and potential for changes in usage patterns over time. However, the existing research on dynamic LCA still stays in the starting stage.

3.2. *The adaptability problem of early design stage*

A concept based on practicability studies is prepared during the early design stage, (AIA, 2012) but many detailed parameters are still unable to be decided at that time. Decisions and approaches improving the building performance are typically not performed until the development design stage (Basbagill et al., 2013). All that makes the energy simulation and the LCA difficult to execute because it is necessary to know the quantified inputs, like the characteristics of materials. As a result, default values or estimated ones have to be used and the inaccuracy of a result comes out. The second barrier is integrating the performance optimization with design itself. Existing MDO methods do not satisfy the need of sequential decision-making

processes. MDO requires all design decisions to be made in parallel, instead of allowing designers to define variable values sequentially and thereby understand the impacts of each successive decision (Basbagill et al., 2014). So it doesn't match with the design process which needs sequential decision making. Basbagill et al. (2014) developed a new method by providing feedback to designers after every single design decision and allowing for easy modification of decisions; the methods integrates well with the dynamic decision-making processes common to the Architecture, Engineering and Construction (AEC) industry. Hester et al. (2016) used a regression-based energy metamodel to provide quantitative and probabilistic analyses for conceptual design. The third problem is that building performance optimization needs to provide the design advice without slowing down the flow of the creative generating process (Petersen & Svendsen, 2010), otherwise architects have to repeat and iterate the process for a satisfying result and they would feel being blocked.

4. Conclusions

Nearly zero energy building (NZEB) is the current global trend, however, most NZEB cases only consider the operational energy which is in a trade-off relationship with embodied energy; as a result, the actual environmental impact is not minimized. A more logical way to make design decisions is integrating LCA with the energy optimization, especially for the early design stage which has great potential to raise the environmental sustainability. Great possibility of the incorporation exists but series of problems are still unsolved. The existing mechanism of simulation is unable to describe the dynamic characteristic of building performance. Another problem is the integration with design itself. Designing is a sequential process while all the parameters need to be fixed before simulation. The performance optimization as an underlying design support method is not allowed to consume too much time and cumber the mind flow of architects. The research in a detailed evaluative tools is a crucial prerequisite for the development of multi-objective optimization as an informed design method (Petersen & Svendsen, 2010).

5. References

- AIA. (2012). *AIA Guide to Building Life Cycle Assessment in Practice*. *Journal of Cleaner Production* (Vol. 20). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.08.009>
- Aktas, CB, Bilec, MM, 2012. Impact of lifetime on US residential building LCA results. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(3), 337–349. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0363-x>
- Attia, S, Gratia, E, De Herde, A, Hensen, JLM, 2012. Simulation-based decision support tool for early stages of zero-energy building design. *Energy and Buildings*, 49(0), 2–15. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.01.028>
- Azapagic, A, 1999. Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation. *Chemical Engineering Journal*, 73(1), 1–21. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(99\)00042-X](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(99)00042-X)
- Baitz, M, Albrecht, S, Brauner, E, Broadbent, C, Castellan, G, Conrath, P, Tikana, L, 2013. LCA's theory and practice: Like ebony and ivory living in perfect harmony? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 5–13. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0476-x>

- Basbagill, J, Flager, F, Lepech, M, & Fischer, M, 2013. Application of life-cycle assessment to early stage building design for reduced embodied environmental impacts. *Building and Environment*, 60, 81–92. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.11.009>
- Basbagill, JP, Flager, FL, & Lepech, M, 2014. A multi-objective feedback approach for evaluating sequential conceptual building design decisions. *Automation in Construction*, 45, 136–150. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2014.04.015>
- Cole, RJ, & Kernan, PC (1996). Life-cycle energy use in office buildings. *Building and Environment*, 31(4), 307–317. [https://doi.org/10.1016/0360-1323\(96\)00017-0](https://doi.org/10.1016/0360-1323(96)00017-0)
- Collinge, WO, Landis, AE, Jones, AK, Schaefer, LA, & Bilec, MM (2013). Dynamic life cycle assessment: Framework and application to an institutional building. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 538–552. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0528-2>
- European Commission. (2016). No Title. Retrieved from <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-efficiency/buildings>
- Fava, J, 2006. Will the Next 10 Years be as Productive in Advancing Life Cycle Approaches as the Last 15 Years? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(S1), 6–8. <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.003>
- Finnveden, G, Eldh, P, & Johansson, J, 2006. Weighting in LCA Based on Ecotaxes - Development of a Mid-point Method and Experiences from Case Studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(S1), 81–88. <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.015>
- Gantner, J, Saunders, T, & Lasvaux, S, 2012. *EeBGuide-EeBGuide Operational guidance for Life Cycle Assessment studies of the Energy Efficient Buildings Initiative*.
- Hester, J, Gregory, J, & Kirchain, R, 2016. Sequential Early-Design Guidance for Residential Single-Family Buildings Using a Probabilistic Metamodel of Energy Consumption. *Accepted in Energy and Buildings*, 134, 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.10.047>
- Hollberg, A, & Ruth, J, 2016. LCA in architectural design—a parametric approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(7), 943–960. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1065-1>
- Hopfe, C, Struck, C, Harputlugil, GU, & Hensen, J, 2006. Computational Simulation Tools For Building Services Design – Professional's Practice and Wishes. *17th International Air-Conditioning and Ventilation Conference*, (September 2014). Retrieved from http://www.bwk.tue.nl/bps/hensen/publications/06_acv_ccg.pdf
- ISO, 2006. *Environmental management— Life cycle assessment — Principles and framework* (Vol. 2006).
- Keoleian, G, Blanchard, S, & Reppe, P, 2001. Life-Cycle Energy, Costs, and Strategies for Improving a Single-Family House. *Journal of Industrial Ecology*, 4(2), 135–156. <https://doi.org/10.1162/108819800569726>
- Li, X, 2013. 面向设计阶段的建筑生命周期碳排放计算方法研究及工具开发[METHODOLOGY AND TOOL TO CALCULATE BUILDING'S LIFE CYCLE EQUIVALENT CARBON DIOXIDE DURING DESIGN STAGE]. Southeast University.
- Norris, Ga, 2001. Integrating life cycle cost analysis and LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 118–120. <https://doi.org/10.1007/BF02977849>
- Petersen, S, & Svendsen, S, 2010. Method and simulation program informed decisions in the early stages of building design. *Energy and Buildings*, 42(7), 1113–1119. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.02.002>
- Pushkar, S, Becker, R, & Katz, A, 2005. A methodology for design of environmentally optimal buildings by variable grouping. *Building and Environment*, 40(8), 1126–1139. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2004.09.004>

- Ramesh, T, Prakash, R, & Shukla, KK, 2010. Life cycle energy analysis of buildings: An overview. *Energy and Buildings*, 42(10), 1592–1600. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.05.007>
- Sartori, I., & Hestnes, AG, 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy and Buildings*, 39(3), 249–257. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2006.07.001>
- Stazi, F, Mastrucci, A, & Munafò, P, 2012. Life cycle assessment approach for the optimization of sustainable building envelopes: An application on solar wall systems. *Building and Environment*, 58, 278–288. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.08.003>
- Thiel, CL, Campion, N, Landis, AE, Jones, AK, Schaefer, LA, & Bilec, MM (2013). A materials life cycle assessment of a net-zero energy building. *Energies*, 6(2), 1125–1141. <https://doi.org/10.3390/en6021125>
- Thomas, G, Lippiatt, B, & Cooper, J, 2007. Life Cycle Impact Assessment Weights to Support Environmentally Preferable Purchasing in the United States. *Environmental Science & Technology*, 41(21), 7551–7557. <https://doi.org/10.1021/es070750>
- Thormark, C, 2002. A low energy building in a life cycle—its embodied energy, energy need for operation and recycling potential. *Building and Environment*, 37(4), 429–435. [https://doi.org/10.1016/S0360-1323\(01\)00033-6](https://doi.org/10.1016/S0360-1323(01)00033-6)
- U.S. Department of Energy. (2012). Buildings energy databook. *Energy Efficiency & Renewable Energy Department*, 286. Retrieved from <http://buildingsdatabook.eren.doe.gov/DataBooks.aspx>
- Wang, Q, 2010. Society Short-lived buildings create huge waste. *China Daily*. Retrieved from http://www.chinadaily.com.cn/china/2010-04/06/content_9687545.htm
- Wang, W, Zmeureanu, R, & Rivard, H, 2005. Applying multi-objective genetic algorithms in green building design optimization. *Building and Environment*, 40(11), 1512–1525. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2004.11.017>
- Welle, B, 2007. *An integrated conceptual design process for energy, thermal comfort, and daylighting*.
- Zabalza Bribian, I, Valero Capilla, A, Aranda Uson, A, 2011. Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the eco-efficiency improvement potential. *Building and Environment*, 46(5), 1133–1140. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.12.002>

Succinic acid from giant reed feedstock: greenhouse gas emissions and non-renewable energy use

Amalia Zucaro¹, Annachiara Forte^{1*}, Angelo Fierro^{1,2}

¹Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II, Napoli, Italy

²Laboratorio di Urbanistica e di Pianificazione del Territorio (LUPT), Università di Napoli Federico II, Napoli, Italy

Email*: anforte@unina.it

Abstract

Bio-based conversion pathways are recognized as European priority areas to reach the goals of sustainability. This study investigated the cradle-to-factory-gate greenhouse gas (GHG) emissions and non-renewable energy use (NREU) of a succinic acid (SA) production from lignocellulosic giant reed (GR) feedstock (GR Bio-SA) in Campania Region. The soy protein concentrate and the inorganic chemicals used in the co-fermentation were the major contributors to the GHG and NREU profiles of GR Bio-SA, suggesting the need to optimize nitrogen and carbon sources in the growth medium. When compared with its fossil counterparts, GR Bio-SA showed (i) a better gross-GHG profile than fossil adipic acid; (ii) net GHG emissions comparable to petrochemicals SA and maleic acid; (iii) a substantial NREU saving, through to the energetic valorization of unconverted residues with relatively high heating values.

1. Introduction

The increasing concerns on the environmental impacts related to the fossil-based industry have brought to identify new sustainable conversion pathways of biomass sugars towards high-value bio-based green chemicals and materials (Herselman et al., 2017). Local integrated biorefinery systems, based on dedicated crops on marginal lands, could produce different bio-products reducing costs and conflicts among food, energy and environment (Forte et al., 2016; Zucaro et al., 2016). However, the environmental impact of green chemicals are sensitive to the type of raw materials and the biotechnological processes involved in their transformation.

The succinic acid (SA) is a key platform molecule for food, pharmaceutical products and biodegradable polymers (Cimini et al., 2016). Its manufacture from biomass-derived sugars through bacteria and yeast fermentation is a promising green chemistry route (Cok et al., 2014; Cimini et al., 2016; Moussa et al., 2016). However, current industrial pathways from starch based sugars can hardly compete with petroleum-based counterparts, due to the high cost of production processes and the feedstock availability (Herselman et al., 2017).

This work investigated the cradle-to-gate greenhouse gas (GHG) emissions and non renewable energy use (NREU) of a bio-based succinate production from giant reed hydrolysate (GR Bio-SA), within an hypothetical territorial biorefinery network for the revaluation of marginal land in Campania Region (Southern Italy). The aims were: (i) to evaluate the environmental load of the bio-based SA supply chain from dedicated giant reed cultivations; (ii) to compare the

environmental performance of GR Bio-SA system with its fossil counterparts and alternative bio-based conversion routes.

2. Materials and Methods

2.1. Goal and scope definition

The biorefinery network was designed considering: (i) primary data for feedstock production (GR cultivation) and pre-treatment process (steam-explosion), (ii) secondary data on the basis of a review of pertinent technical and scientific literature inherent the steps of hydrolysis, co-fermentation, final purification/crystallization (Zimbardi et al., 2004; De Bari et al., 2013; Cok et al., 2014; Cimini et al., 2016) and (iii) the energy valorisation of residual organic fractions (unconverted lignin residues, not hydrolysed holocellulose and not fermented sugars) through the combustion in an internal combined heat and power cogeneration plant (CHP) (Figure 1).

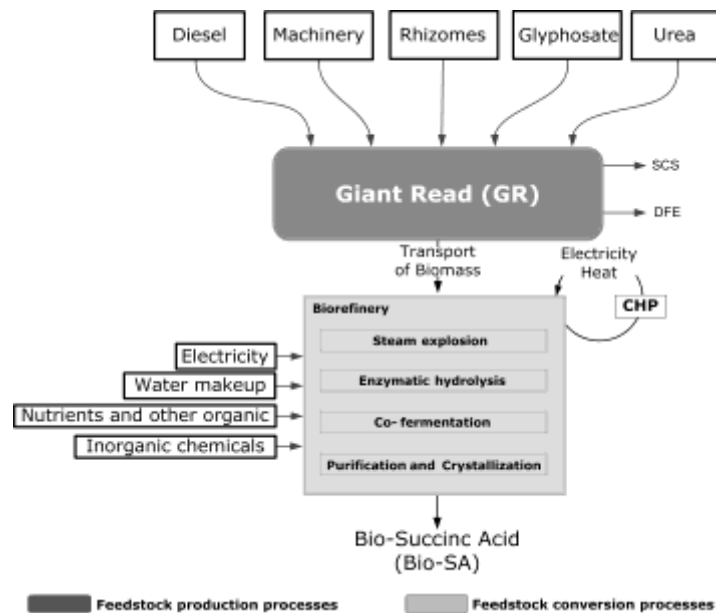


Figure 1: Schematic flowchart of the investigated Bio-Succinic Acid supply chain in Campania Region. Direct field emissions (DFE) and soil carbon storage (SCS) were also included. CHP: Combined Heating and Power plant.

The GHG emissions and the cumulative NREU were evaluated taking into account all the production steps from the cultivation of lignocellulosic *Arundo donax* L. (giant reed) biomass up to its industrial processing to obtain Bio-SA (cradle-to-factory gate system boundary). The global warming potential (GWP) was performed, compliance with ISO/TS 14067:2013 (ISO/TS 14067, 2013), by using the relevant 100-year timeframe (GWP100). The cumulative energy demand (CED) was applied to investigate the use of non-renewable sources (MJ) involved in the investigated GR Bio-SA supply chain. The functional unit used in this study was set to 1 kg of GR Bio-SA (99.5% wt).

The analysis was carried out for both the gross and net GHG profiles. In the former case the biogenic C within the bio-based SA molecule was considered as carbon-neutral since the long-term storage of biogenic C is highly affected by the final use and durability of the biopolymers. Similarly, the soil carbon storage (SCS) was not included by default in the assessment, due to the potential reversible pattern. Instead, in the case of net-GHG, the credits from biogenic C storages (in SA molecule and as SCS) were subtracted to the total cradle-to-gate GHG emissions.

For both GHG emissions and the cumulative NREU, the GR Bio-SA was compared with its fossil counterparts (petrochemical maleic anhydride-MA, succinic acid-SA and adipic acid- AA) or bio-based SA alternative production processes considering the same system boundary (cradle-to-factory gate) and functional unit (1 kg Bio-SA). The study encompassed the use of raw materials, manufacturing processes, transport, use and the final disposal of auxiliary inputs within and between each production stage (Figure 1).

2.2 Inventory

Table 1 summarize the main input and output flows of the investigated GR Bio-SA supply chain. Primary experimental data (Table 1) about *Arundo donax* L. agronomic inputs were collected from 2003 to 2014 in Sant'Angelo dei Lombardi (BioPolis project). According to Zucaro et al. (2016), the cumulative impacts throughout the assumed crop lifetime (15 years) were evaluated by modelling in the long term both the farm management and the crop yield pattern. Moreover, the study calculated the direct field emissions (DFE), as much as possible representative of local condition (NH₃, NO₃, N₂O, CO₂ emissions) and taking into account the crop capability to store carbon in the soil, thanks to wide root biomass (medium-term soil carbon sequestration). Soil organic carbon (SOC) was measured in the 0-40 cm layer at crop establishment and then yearly at harvest time till the end of the monitoring period (eleven harvested year). The resulting SCS amounted to about 0.8 ton C ha⁻¹ yr⁻¹.

In order to make cellulose and hemicellulose accessible to biological degradation, the GR feedstock, was pre-treated by using steam explosion (without acid catalyst). Since inputs and process efficiency at the biorefinery stage represent sensitive data, all the industrial processing inputs (foreground and background) were aggregated per 1 kg of produced GR Bio-SA (Table 1). The recovered cellulose (90%) and remaining hemicellulose (10%), were assumed to undergo an enzymatic hydrolysis through the commercial enzymatic cocktail Novozymes NS22201 allowing to depolymerize polysaccharides and proteins into simpler sugar monomers (De Bari et al., 2013; Cimini et al., 2016). The recovered C6 and C5 sugars were assumed to be co-fermented into the designed local biorefinery system according to Cimini et al. (2016) through the newly isolated *B. succiniciproducens* strain named BPP7. In this study, the primary experimental data gained in the BioPolis project at the lab scale (Cimini et al., 2016), were scaled up to an industrial level, based on the preliminary evidence that titer, yield and productivity are conserved up to the pilot scale (150 L) (Cimini et al., 2016). The C6 and C5 co-

fermentation was conducted on a glucose-free MH medium (containing: yeast extract, soy based protein concentrate, ammonium sulphide, calcium chloride, magnesium chloride, sodium chloride, dipotassium phosphate, magnesium carbonate, sodium sulphide), supplemented with 50% GR hydrolysed and insufflated with CO₂ (Cimini et al., 2016).

Table 1: Input and output flows related to the giant reed feedstock cultivation (throughout the 15-year life cycle) and industrial processing (aggregated data related to the whole industrial phase: pre-treatment, hydrolysis, co-fermentation, final purification/crystallization).

Feedstock cultivation		Input	Amount	Unit
Site preparation (SP)¹				
	<i>Tillage</i>	Diesel oil	53.6	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
Crop establishment (CE)¹				
	<i>Rhizomes transplanting</i>	Diesel oil	24.5	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
		Rhizomes ²	10000	n. ha ⁻¹ yr ⁻¹
Field maintenance (FM)³				
	<i>N mineral spreading</i>	Diesel oil	5.3	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
		Urea 46%-as N	100	kg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Harvest (H)^{3, 4}				
	<i>Self-propelled chipper</i>	Diesel oil	95.0	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
	<i>Chips transport</i>	Diesel oil	28.0	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
Final removal (FR)¹				
	<i>Pressurized sprayer</i>	Diesel oil	3.6	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
		Glyphosate	2.7	kg ha ⁻¹ yr ⁻¹
	<i>Earthing-up</i>	Diesel oil	67.1	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
	<i>Tillage</i>	Diesel oil	39.7	L ha ⁻¹ yr ⁻¹
Output			Amount	Unit
Yield (average production) ⁴			13.6	t ha ⁻¹ yr ⁻¹
Feedstock processing⁵				
		Giant reed biomass	2.7	kg kg ⁻¹ SA
		Water ⁶	32	kg kg ⁻¹ SA
		Nutrients and other organic/inorganic chemicals ⁷	1.1	kg kg ⁻¹ SA
		Total energy consumption ⁸	15	MJ kg ⁻¹ SA
Output				
GR Bio-SA			1	kg
Waste water to WWTP ⁹			0.03	kg kg ⁻¹ SA
Sludge			0.004	kg kg ⁻¹ SA

¹ Agricultural practices performed once throughout the whole lifetime; ² A specific record for rhizome preparation was implemented in SimaPro software, based on primary data as detected in Zucaro et al. (2016); ³ Annual agricultural practices from I to XV year; ⁴ Average 15-year production according to the "medium case" scenario as detected in Zucaro et al. (2016); ⁵ General note for feedstock processing: based on average GR biomass composition and feedstock conversion efficiencies through pre-treatment (BioPolis Project), enzymatic hydrolysis (De Bari et al., 2013) and final C6 and C5 co-fermentation (Cimini et al., 2016); ⁶ Net total amount, recycling included, as the sum of water for pre-treatment (BioPolis Project), fermentation and purification/crystallization (Cok et al., 2014); ⁷ Sum of nutrients, organic and inorganic chemicals linked to enzymatic hydrolysis and co-fermentation (i.e. ammonium sulphate, soy based protein concentrate, magnesium sulphate, gaseous CO₂, etc.) (Jungbluth et al., 2007) and linear upscale from Cimini et al. (2016); ⁸ Sum of total electricity and heat required along the pre-treatment (BioPolis Project), enzymatic hydrolysis (Jungbluth et al., 2007), C6 and C5 co-fermentation and SA purification/crystallization (Cok et al., 2014) and final treatment of slurry for recovery of unconverted residual organic fractions (De Bari et al., 2013). The plant appeared self-sufficient for EE and heat (through combustion of unconverted solid in CHP). LHV of cake residue from Zimbardi et al. (2004); ⁹ WWTP: Waste Water Treatment Plant.

The total electricity and heat required along the industrial processing was computed as the sum of energy inputs for: (i) pre-treatment (second generation technologies, smart cooking), enzymatic hydrolysis (Jungbluth et al., 2007), C6 and C5 co-fermentation and SA purification and crystallization (Cok et al., 2014).

3. Results and Discussion

3.1. GHG profile

The gross-GHG emissions of the overall GR Bio-SA production chain amounted to 3.9 kg CO₂ eq, with a major contribution from the organic N source and the other auxiliary inorganic chemicals used in the MH medium (co-fermentation step) (Fig. 2a).

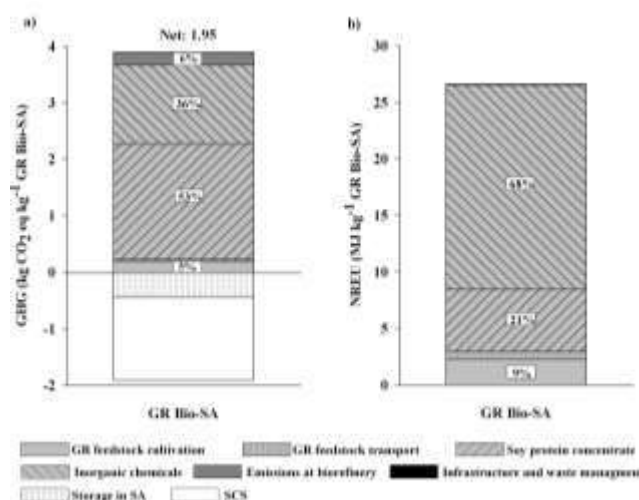


Figure 2: a) Greenhouse gas emissions (GHG) and b) non-renewable energy use (NREU) for the cradle-to-factory gate supply chain of 1 kg of giant reed based bio-succinic acid (GR Bio-SA). The figure summarizes both total impacts and the breakdown of sub-process contributions (graphic cut-off set to 1%). The figure also shows the potential storage of biogenic C through incorporation in SA or as soil carbon storage (SCS), with the resulting net-GHG profile.

The share of soy protein concentrate, appeared more marked in comparison with the impact reported for ammonia liquid as N source in the industrial fermentation of sorghum and corn based sugars (Cok et al., 2014; Moussa et al., 2016) sugars. This finding is related to the large European Countries reliance on soy imported from Brazil and Argentina and the linked direct land use change (dLUC) following forest or grassland conversion for soy cultivation (Roos et al., 2013). Indeed, about 44% of the total GWP of 1 kg GR Bio-SA came from off-site dLUC CO₂ emission (Blonk Agri-footprint BV, database, 2014). According to Moussa et al. (2016), the other inorganic auxiliaries represented the second relevant factors affecting the GHG impact, with a main contribution from the MgCO₃ input as CO₂ donor in the fermentation broth, representing a driving parameter for the regulation of the metabolic carbon flux along the biosynthesis of succinic acid (Zou et al., 2011).

The GWP of the crop phase (Fig.2a) was about halved respect to the GHG contribution highlighted for bio-based SA from starch of annual grain sorghum (Moussa et al., 2016) and corn (Cok et al., 2014), thanks to: (i) the less intensive agronomic practices scheduled for the perennial crops compared with the annual feedstock (Forte et al., 2016; Zucaro et al., 2016); (ii) the lack of necessity for energy-intensive drying of lignocellulosic substrate before processing (air drying in the open field). Similarly to starch-based bio-SA routes (Cok et al., 2014; Moussa et al., 2016), GR Bio-SA showed: (i) a consistent better gross-GHG profile than the fossil adipic acid (GHG emissions reduced by about 55%), (ii) more pronounced GHG emissions than those ones reported for fossil SA and MA (Fig.3a).

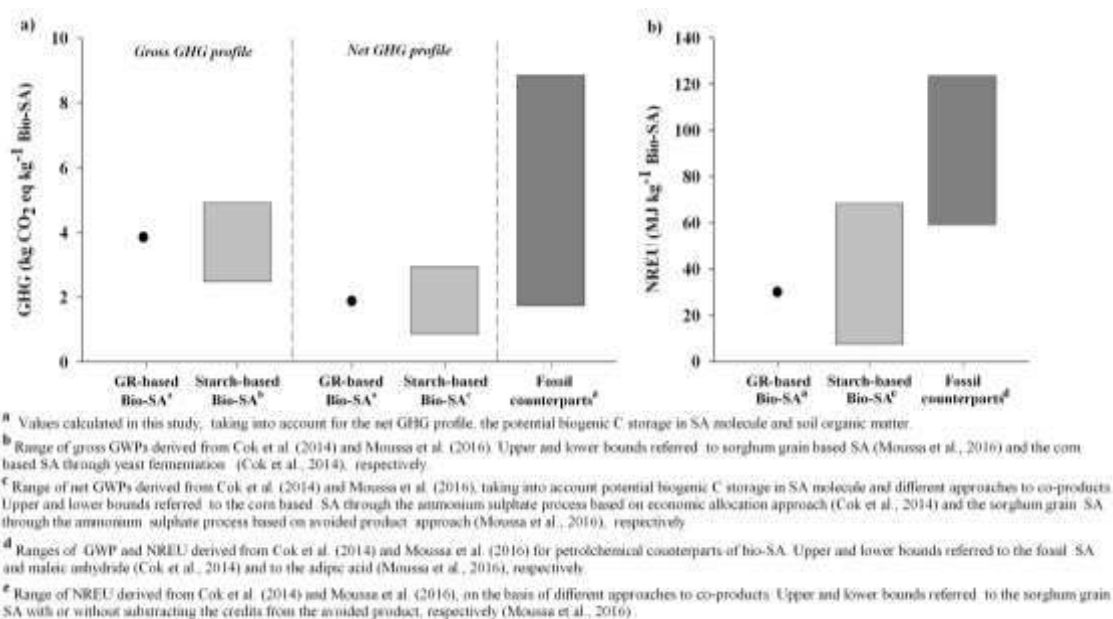


Figure 3: Comparison of the GHG (a) and NREU profile (b) of 1 kg of giant reed based bio-succinic acid (GR Bio-SA) obtained in this study, versus other bio-based routes to SA from literature and the common petrochemical counterparts.

By summing the biogenic C incorporated in the SA (1.47 kg CO₂ eq incorporated inside 1 kg of GR Bio-SA) and the potential soil organic carbon sequestration (0.44 kg CO₂ eq kg⁻¹ GR Bio-SA), the total GHG credit would score to 1.9 kg CO₂ eq kg⁻¹ GR Bio-SA, resulting in a final net GWP of about 2 kg CO₂ eq kg⁻¹ GR Bio-SA (Fig.2a). This net CF would fall in the range of net GWPs highlighted for SA pathways from corn and sorghum grains based sugars (Cok et al., 2014; Moussa et al., 2016). However, the issue of biogenic C storage appears controversial, since in the long term it depends on: (i) the durability of the final bio-based product, as it relates to the biogenic C incorporated inside the SA molecule; (ii) the ongoing agricultural management of the dedicated crops, which may preserve or reverse the dynamic of soil carbon sequestration (Forte et al., 2016; Zucaro et al., 2016). Indeed, the choice among gross or net GHG profile appears of great concern in the context of comparative analysis of bio-based SA versus its common fossil counterparts. In fact, relevant GHG benefits both as gross and net GWP have been recorded

only for bio-SA compared with petrochemical adipic acid (Cok et al., 2014) (Fig.3). Otherwise, respect to fossil SA and MA, the better GHG performance of bio-SA appeared verified only provided that potential biogenic storage or avoided products were subtracted by the total climate change impact (Cok et al., 2014; Moussa et al., 2016). The present study highlighted on the whole for lignocellulosic-based bio-SA: (i) a better gross-GHG profile respect to fossil adipic acid and (ii) comparable GHG emissions in comparison with the other petrochemical counterparts (SA and MA) through the accounting of biogenic C storage in SA and as SCS in lignocellulosic feedstock (Fig.3a).

3.2. Non-renewable energy use

The total non-renewable energy use amounted to 26.6 MJ for each kg of GR Bio-SA, with a predominant share from inorganic chemicals (mainly the MgCO_3 input), followed by soy protein concentrate and the crop phase (Fig.2b).

The NREU appeared commensurable with the estimate reported by Moussa et al. (2016) as the sum of these three relevant items (biomass feedstock, additional N source and other chemical materials). However the relative contributions resulted different, since the NREU of the starch-based bio-SA was more affected by the $\text{NH}_3\text{-N}$ source (Moussa et al., 2016), due to the fossil energy mix for NH_3 steam reforming step (Jungbluth et al., 2007). The relevant energy load of the inorganic auxiliary inputs, coupled with the significant impact in terms of upstream GHG emissions (see sub-section 3.1), stressed the need to further implement the optimum composition of the MH medium used, toward a balance between the assurance of high SA production (Zou et al., 2011) and minimization of upstream non-renewable energy use linked to carbonate and bicarbonate salts as indirect CO_2 donor to enhance the dissolved CO_2 concentration in fermentation broth. Similarly to the GHG profile, the impact of the feedstock cultivation for GR Bio-SA resulted lower than the energy consumption of sorghum grains based SA (Moussa et al., 2016).

On the whole, the total non-renewable energy footprint of GR Bio-SA resulted significantly lower compared with the total gross NREU highlighted for starch-based SA in the case of mother liquor recovery and conversion to biogas for replacement of natural gas from the grid (Cok et al., 2014) and grid electricity and natural gas based systems (Moussa et al., 2016) (Fig.5). Conversely, it resulted higher compared with the net NERU assessed for sorghum grain based SA (about 7 MJ per kg bio-based SA) in the case of energy credit was assigned to co-production of ammonium sulphate, subtracting the avoided non-renewable CED required for the production of its respective petroleum counterparts (Moussa et al., 2016).

This finding was ascribable to the use of a lignocellulosic feedstock entailing, along the designed conversion route, residues (mainly lignin and holocellulose fractions) with relatively high heating values (Table 3), undergoing a beneficial energetic valorisation through combustion in internal CHP plant for on-site production of process electricity and heat (Zimbardi et al., 2004). Indeed, the level of fossil energy saving through the use of renewable resources represent a major driver of the overall energy efficiency of bio-based production pathways

(Cok et al., 2014; Forte et al., 2016). Respect to the alternative petrochemical feedstock (Cok et al., 2014; Moussa et al., 2016), GR Bio-SA confirmed the relevant non renewable energy saving evidenced for other bio-based SA routes (Cok et al., 2014; Moussa et al., 2016), with reduced energy consumption by about 55%, 56% and 79% relative to fossil SA, MA and AA, respectively (Fig.5).

4. Conclusions

This study confirmed for GR Bio-SA the relevant non-renewable energy benefits versus the conventional fossil counterparts. Otherwise the study proved for GR Bio-SA consistent non-renewable energy saving only taking into account the potential uptake of biogenic C along the bio-based production pathway, thus stressing the need to further optimize the growth medium composition, representing a major hotspot along the whole supply chain.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the project PON03PE_00107_1, 2014-2016 “BioPolis”, funded in the frame of Operative National Programme Research and Competitiveness 2007–2013 D. D. Prot. N. 713/Ric. 29/10/2010.

5. References

- Cimini, D, Argenzio, O, D'Ambrosio, S, Lama, L, Finore, I, Finamore, R, Pepe, O, Faraco, V, Schiraldi, C, 2016. Production of succinic acid from *Basfia succiniciproducens* up to the pilot scale from *Arundo donax* hydrolysate. *Bioresour. Technol.* 22, 355–360.
- Cok, B, Tsiropoulos, I, Roes, AL, Patel, MK, 2014. Succinic acid production derived from carbohydrates: an energy and greenhouse gas assessment of a platform chemical toward a bio-based economy. *Biofuel Bioprod. Biorefin.* 8, 16–29.
- De Bari, I, Liuzzi, F, Villone, A, Braccio, G, 2013. Hydrolysis of concentrated suspensions of steam pretreated *Arundo donax*. *Appl. Energy.* 102, 179–189.
- Forte, A, Zucaro, A, Basosi R, Fierro, A, 2016. LCA of 1,4-Butanediol Produced via Direct Fermentation of Sugars from Wheat Straw Feedstock within a Territorial Biorefinery. *Materials.* 9, 563; doi:10.3390/ma9070563.
- Herselman, J, Bradfield, MFA, Vijayan, U, Nicol, W, 2017. The effect of carbon dioxide availability on succinic acid production with biofilms of *Actinobacillus succinogenes*. *Biochem. Eng. J.* 117,218–225.
- Jungbluth, N, Chudacoff, M, Dauriat, A, Dinkel, F, Doka, G, Faist Emmenegger, M, Gnansounou, E, Kljun, N, Schleiss, K, Spielmann, M, Stettler, C, Sutter, J, 2007. Life cycle inventory of bioenergy. *Ecoinvent report No. 17*, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Moussa, HI, Elkamel, A, Young SB, 2016. Assessing energy performance of bio-based succinic acid production using LCA. *J. Clean. Prod.* 139, 761–769.
- Röös, E., Sundberga, C., Tidåkerb, P., Strid, I., Hanssona, P.A., 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *Ecol. Indic.* 24, 573–581.
- Zimbardi, F, Prestipino, M, Cerone, N, Valerio, V, Buonaccorsi, L, 2004. Combustion from residues of ethanol production. Conference proceeding of 2nd European Biomass Conference and Exhibition, 23-26 June Hamburg, Germany.
- Zou, W., Zhu, L-W., Li, H-M., Tang, Y-J., 2011. Significance of CO₂ donor on the production of succinic acid by *Actinobacillus succinogenes*. *ATCC 55618. Microb. Cell. Fact.* 10, 87.

Zucaro, A, Forte, A, Basosi, R, Fagnano, M, Fierro, A, 2016. Life Cycle Assessment of second generation bioethanol produced from low-input dedicated crops of *Arundo donax* L. *Bioresour Technol.* 219, 589-99.



Premio giovani ricercatori



1 ^ CLASSIFICATO

Packaging solutions for food waste prevention: a methodological framework for LCA-modelling

Simone Nessi*, Lucia Rigamonti, Mario Grosso

Politecnico di Milano, DICA – Environmental Section, AWaRe Research Group

Email*: *simone.nessi@polimi.it*

Abstract

The use of innovative or improved packaging solutions is increasingly recognised as an integral part of the solution to reduce food waste and its environmental impacts. However, an increase in the impacts of packaging, of the distribution chain and of the consumer stage may take place at the same time. The aim of this research is contributing to the definition of a LCA-based methodological framework to evaluate the environmental convenience of such packaging solutions, and to identify potential trade-off situations. A number of methodological issues are addressed, by providing suggestions and possible supporting examples to facilitate proper choices. If available, alternative options are presented, and their implications discussed. The estimates of packaging-specific food waste generation rates was found to be challenging, and may currently prevent reliable results. Further research is thus recommended to fill this gap.

1. Introduction

Approximately one third of the food intended for human consumption, corresponding to about 1.3 billion tonnes per year, is lost or wasted globally along the whole supply chain (FAO, 2011). In industrialised regions, a large part of this wastage (more than 40%) takes place at the retail and consumption levels (with the latter generally providing a larger contribution) (FAO, 2011).

The use of proper, improved or innovative packaging solutions may help reducing food waste at different stages by increasing the shelf life of products, improving stock management, providing adequate portioning and increasing protection from damages (Verghese et al., 2015). Examples of solutions for shelf life extension include packaging materials with selected permeability to oxygen, water vapour and other gases, modified atmosphere packaging (MAP), vacuum packaging, as well as active packaging systems (Verghese et al., 2015). Improved management of stocks and orders during distribution and retail could instead be achieved through the so-called intelligent packaging, which is capable of tracing the environmental conditions inside the pack, and of providing real-time information about remaining shelf-life and/or product quality (Robertson, 2013). Finally, the development of re-sealable, smaller-sized, single-serve or subdivided packs may promote food waste prevention at the consumer level, by allowing consumers to keep food fresh for longer, and to only buy and/or prepare what they actually need (Verghese et al., 2015).

If on the one hand these solutions can decrease food waste and the associated environmental impacts, on the other they are likely to increase the impacts of packaging. This could be a consequence of increased material intensity and/or energy usage (e.g. when MAP replaces conventional packaging), as well as of a possible reduction in recyclability (e.g. when multilayer plastic films are used). In addition, changes in the impacts of logistics and refrigerated storage may be involved compared to traditional packaging systems (due, e.g., to increased transport packaging, changes in routes, and longer storage times). An assessment of the overall environmental outcome in a life cycle perspective is thus needed, in order to determine the actual sustainability of such solutions, and to identify potential trade-off situations.

Despite this need, these aspects have only recently started to be taken into account, at different levels of detail, in peer-reviewed LCAs of food packaging systems (Conte et al., 2015; Zhang et al., 2015; Manfredi et al., 2015; Wikström et al., 2014; Silvenius et al., 2014; Dobon et al., 2011; Williams and Wikström, 2011). A major reason could be the absence of an established methodological framework, although valuable research efforts have been recently made in the attempt to fill this gap (Wikström and Williams, 2010; Grant et al., 2015).

The aim of this research is contributing to the definition of a LCA-based methodological framework to evaluate the environmental convenience of alternative packaging solutions intended to reduce food waste. For this purpose, a general approach is outlined for the comparison of the environmental performance of packaging solutions responsible for different food waste levels throughout the supply chain. A number of methodological issues are specifically addressed, by critically reviewing, combining and complementing the methodological choices and approaches that have been sparsely adopted and presented so far in the scientific and technical literature. Addressed issues which are discussed in this paper include the definition of the functional unit and of the system boundaries (Sections 2 and 3), the estimate of food waste generation rates along the supply chain (Section 4) and the presentation of the LCA results (Section 5). Other addressed issues, not specifically covered in this paper, include the calculation of reference flows and process quantities for major process groups, and the selection of relevant impact categories for consideration in the assessment.

2. Functional unit

In traditional LCA of food packaging systems (which typically exclude food waste), the functional unit is generally defined as the *delivery of a unit quantity of food to retail outlets or to the final consumer*, according to the type of packaging and/or the goal of the study. Such a functional unit is still suitable to compare alternative packaging solutions that only affect food waste levels at those stages preceding the purchase by the final consumer. Wastage of food along the supply chain can indeed be factored in the modelling as an additional amount of food that needs to be produced, packed and then possibly distributed and retailed, in order to fulfil the functional unit.

Conversely, when the compared solutions affect food wastage (also) at the consumer stage, the functional unit needs to be adjusted by looking at the packaging function from a broader perspective. This means recognising that the purpose of packaging is not only ensuring a food product is safely delivered to the final consumer, but also facilitating its actual consumption before spoilage or expiration. The functional unit could thus be defined as the *delivery and actual consumption of a unit quantity of food by the final consumer*. Doing so, even consumer food waste can be included in the modelling, as a further additional amount of food that shall go through the whole supply chain, in order to ensure that a unit quantity of product is ultimately delivered to and safely eaten by the final consumer. The suggested functional unit is in accordance with that proposed by Wikström et al. (2014) and Wikström and Williams (2010), who considered the 'delivery of eaten food'.

3. System boundaries

The ideal system boundaries for the comparative assessment are shown in Figure 1, which refers to the most general case of packaging solutions affecting food waste at all possible stages of the supply and consumption chain. As in traditional LCA of packaging systems, the assessment shall firstly include all the processes relating to the manufacturing and end-of-life management of food packaging, be it primary, secondary or tertiary (blue boxes in Figure 1). The packaging needed for both the food effectively retailed or consumed and that wasted along the chain shall be specifically taken into account.

In addition, the system shall include all the supply chain processes from packing to retailing, which differ among the compared packaging solutions in their quantity and/or type (green boxes in Figure 1). Such differences can be caused, first of all, by the different levels of food wastage along the chain, which affect the amount of packaged food involved in the different stages of the chain itself and, thus, the quantity of the relating lifecycle processes. Moreover, differences can arise from the use of different packing technologies (affecting the burdens of the packing process), as well as from possible changes in the material intensity of packaging and/or in logistics (both affecting the burdens of transport processes). For instance, changes in logistics may take place when retail-ready packaged meat replaces in-store cutting and packing of raw meat cuts. Finally, the burdens of refrigerated storage along the whole chain may be affected, when packaging solutions implying different storage times are compared (e.g. solutions allowing for a different shelf-life of the product).

When the compared solutions affect food waste generation at the consumer level, consumer-related activities at the end of the supply chain shall also be included in the system (violet boxes in Figure 1). Such activities may also include food preparation and/or cooking, if packaging solutions affecting the amount of prepared or cooked food that is wasted are compared (e.g. smaller-sized or portioned packs vs. larger-sized or non-portioned ones).

Finally, as the amount of food potentially wasted along the supply chain depends on the considered packaging solution, the production and processing

of this waste and its end-of-life management should be included in the system (purple boxes in Figure 1). Conversely, since the amount of food effectively delivered or consumed is the same for all packaging solutions (i.e. the functional unit), its production and processing can still be excluded from the assessment (orange boxes in Figure 1). This exclusion may allow to still discern the impacts of packaging and of the other components of the system, from the impacts of food production (which frequently dominate supply chain impacts). If total food production was instead included, the effects of possible changes in packaging design may appear negligible. On the other hand, including total food production would help understanding the relative importance of the impacts of packaging and food within the supply chain, and to keep this clear in the designer mind (Grant et al., 2015). The final choice will obviously depend on the specific goal and scope of the assessment.

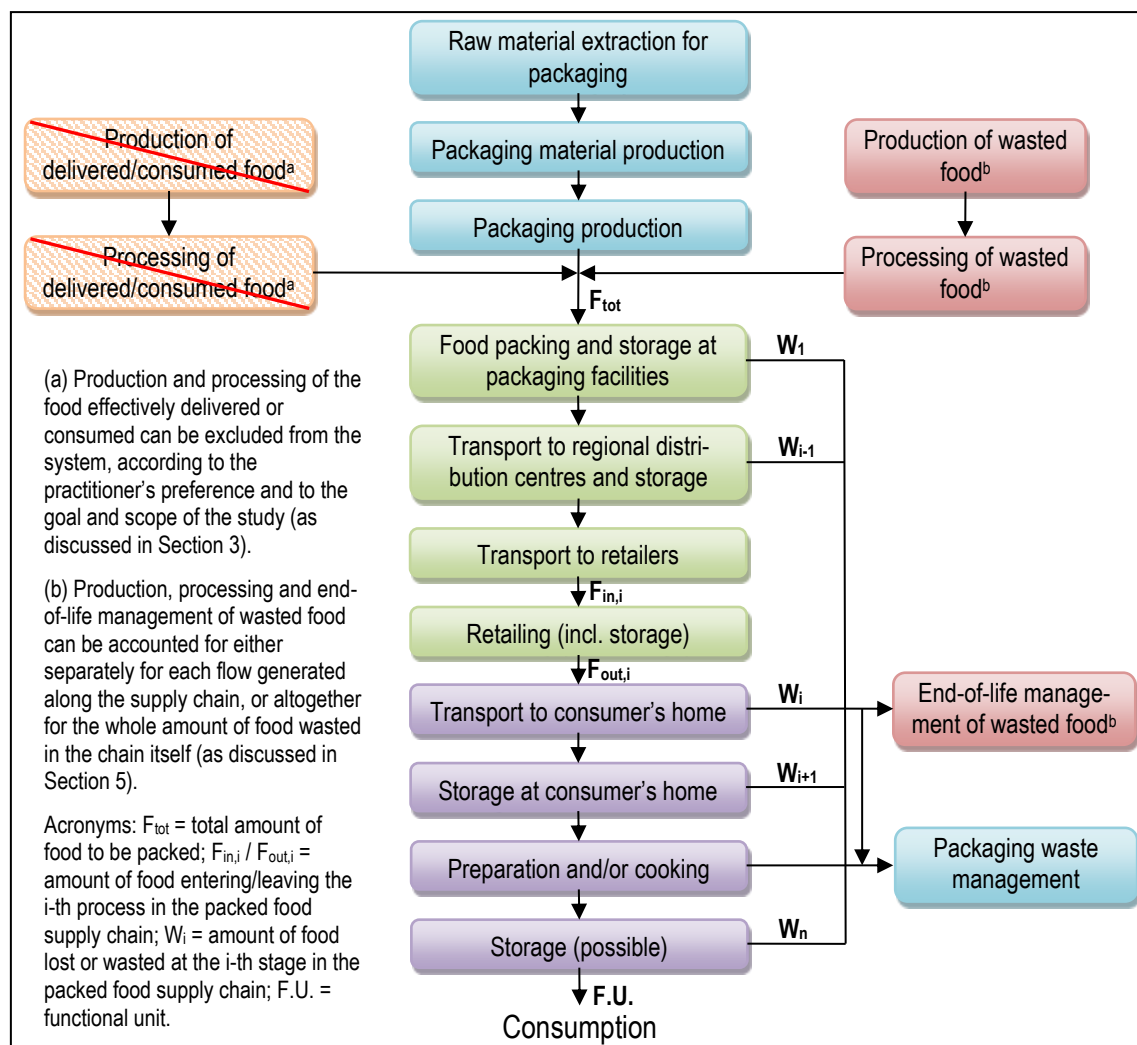


Figure 1: General system boundaries for the LCA-based comparison of packaging solutions responsible for different food waste levels across the supply chain (partly adapted from Grant et al., 2015).

4. Estimate of food waste generation rates

One of the most challenging operations is estimating food waste generation rates throughout the supply chain, and especially at those stages where such rate is affected by the compared packaging solutions. On the one hand, there is an increasing availability of estimates of food losses and waste across the supply chain, both at the global (FAO, 2011) and country level (e.g. WRAP, 2013 for the UK, Buzby et al., 2014 for the USA, and Stenmarck et al., 2016 for Europe). However, information about the type of packaging associated with such waste is hardly reported and, in general, food waste data for specific food-packaging combinations are very scarce.

Available general estimates could be suitable for those stages where food waste generation is not affected by the compared packaging solutions, while a more accurate quantification is definitely needed when potential changes are involved by the use of such solutions (even small differences may have important effects on the results). Ideally, empirical data should be gathered for existing packaging solutions. However, this may prove difficult and time-intensive, especially if the consumption stage is involved (consumer surveying through questionnaires, kitchen diaries or other means is generally required). Similarly, for innovative or developing solutions not yet available on the market, experimental trials should be preferably carried out by involving interested parties in the supply chain, in order to obtain empirical estimates. This operation may be even more challenging, so that the use of analytical alternatives may be preferred, provided that they deliver reliable and representative results.

For instance, Quested (2013) used discrete event simulation (DES) techniques to model wastage of milk at the household level in the UK. The model accounts for different factors, which also include the available shelf-life of the purchased product and the packaging size. This technique could thus be used to estimate the amount of food potentially wasted by consumers, in the event that new packaging solutions allowing for an increase in the shelf life or for more adequate purchasing quantities were adopted. However the development and application of such a type of model is far from being simple and many input parameters and assumptions are needed about purchasing and consumption routes adopted by the consumer.

Another option to estimate the potential household food waste prevention benefits from increasing the shelf life available to consumers is to use a probabilistic approach, similar to the one described by Lee et al. (2015). The approach is exemplified in Figure 2, and relies on kitchen diary results in terms of frequency with which a given food item is disposed in a given date with respect to expiry (e.g., two days before expiry, one day after expiry etc.). The application of this estimation technique is simpler than DES, but still bound to the availability of (abundant) experimental data. Moreover, the distribution of disposal quantities should be preferably considered, if available, rather than the one of disposal events. Also, alternative probability distributions could be

preferably separately tested, to identify the one which best fits empirical data, and then use the latter for estimation purposes.

A last option to estimate food waste rates of new packaging solutions allowing for shelf life extension is to rely on relatively simpler mathematical functions, which relate the shelf life of products to the proportion of food that is wasted at a given stage of the chain. Examples of such relations are those proposed by Conte et al. (2015), which include a decreasing exponential function, a sigmoid, and a linear function. Even in this case, empirical values are needed to estimate the parameters of the curve and, thus, define its shape. As usual, goodness of estimates increases with the number of data used. Thus, ideally, empirical data related to multiple existing solutions for the specific product should be preferably used for estimation purposes (even if not explicitly included in the assessment). However, the approach can in principle be applied even if only a reduced dataset or a single value is available. This undoubtedly affects reliability of achievable estimates and, ultimately, of the LCA results.

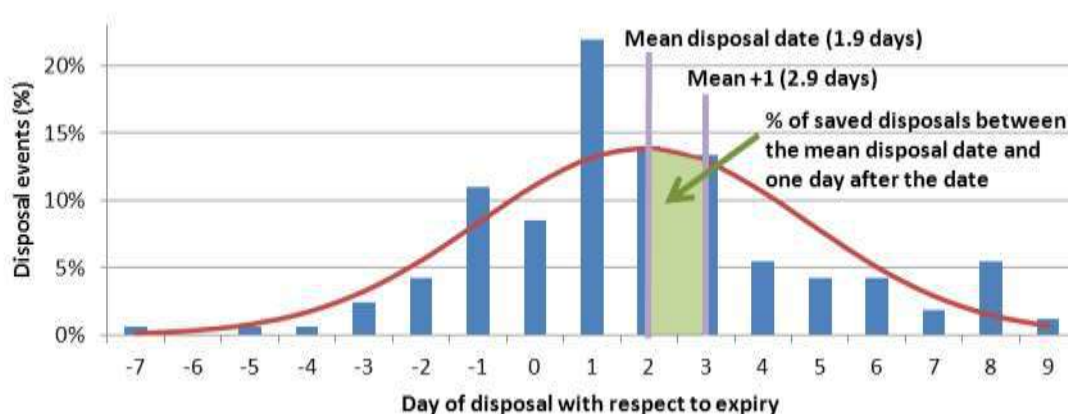


Figure 2: Probabilistic approach to estimate household food waste prevention benefits achievable by increasing the shelf life available to consumers by one day (example for bread adapted from Lee et al., 2015).

5. Presentation and interpretation of the results

Two alternative approaches could be used to present LCA results according to the common practice of showing contributions of the main lifecycle stages to the overall potential impacts of the compared systems. These approaches are exemplified in Figure 3, for a fictional case study on milk packaging, and differ in the way production and end-of-life management impacts of wasted food are addressed.

As shown in Figure 3a, a first option is to aggregate production impacts of the food wasted across the whole chain, and do the same for the impacts relating to its end-of-life management (first and last column of the graph). This allows to appreciate variations in the overall food waste production and end-of-life management impacts, and to subsequently compare them with variations potentially incurred by the impacts of packaging and of the other components of the system. However, no information is explicitly given about the stages where

the impacts of food waste production and end-of-life are mostly affected and vice versa.

As an alternative option, each stage of the supply chain can be assigned production and end-of-life management impacts of the food possibly wasted at that particular stage. The “direct” impacts of each stage are thus artificially increased in proportion to the respective level of food wastage (note that no allocation is made, but only an impact addition). An example of this approach is provided in Figure 3b, where production and end-of-life management impacts of milk wasted during retailing and consumption are added to the direct impacts of such stages (no wastage of milk is assumed for preceding stages). This alternative may allow stakeholders to understand the main upstream and downstream consequences of variations in the food wasted at a given stage, by directly focusing on the impacts of such stage. Moreover, it is possible to easily appreciate the extent to which food waste production and end-of-life management impacts are affected at the different stages of the chain.

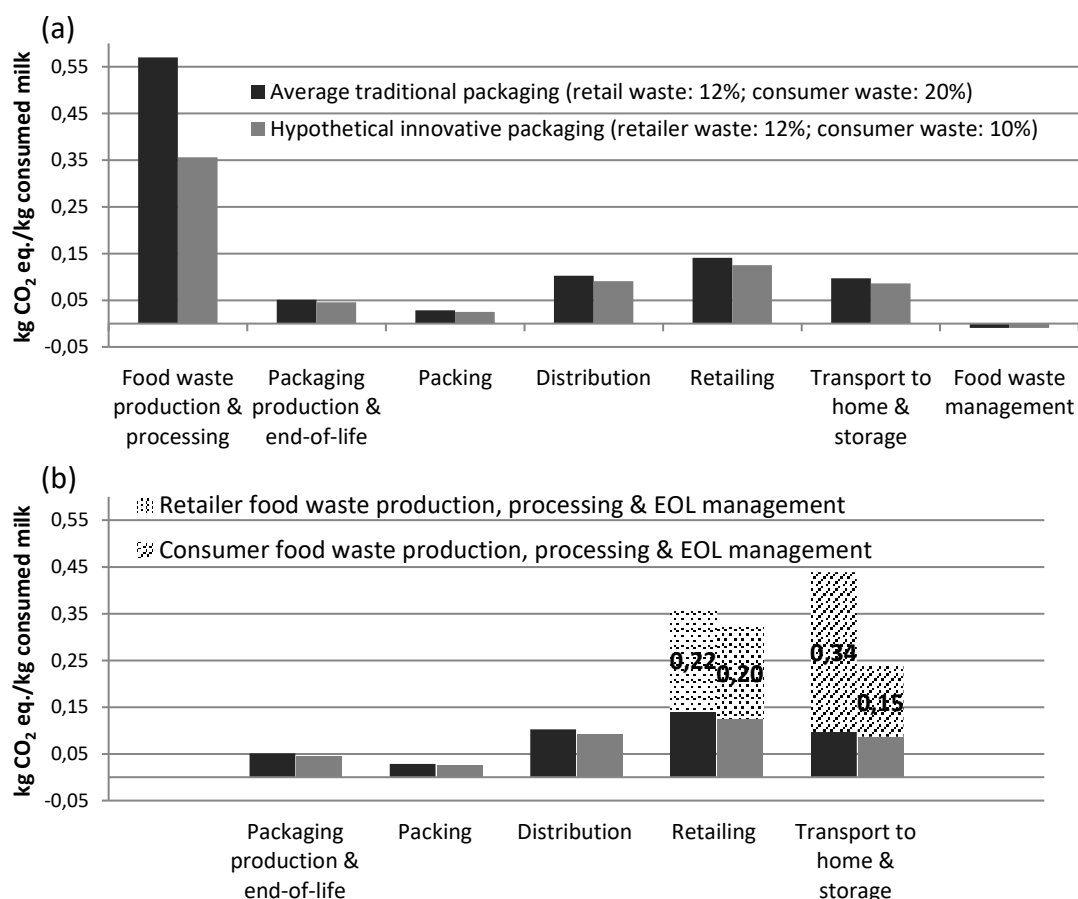


Figure 3: Presentation of the LCA results according to two alternative approaches, exemplified by the comparison of lifecycle greenhouse gas emissions of two alternative packaging solutions for milk. The first solution (left bars) can be considered the average packaging mix for the US as of 2008, according to the study by Thoma et al. (2013). The second one (right bars) is a hypothetical innovative solution allowing for a 50% decrease in consumer food waste, without significantly affecting the impact of packaging.

6. Conclusions

The overall environmental convenience of packaging solutions intended to reduce food waste along the supply chain can be evaluated, in a life cycle perspective, by means of proper methodological choices. The methodological framework outlined in this research can facilitate such choices, and allow food packaging researchers and designers to identify those proposals of solution which may be worth to be studied and developed further for possible implementation. The effectiveness of possible design changes made to such solutions in the attempt to actually achieve the expected environmental benefits may also be assessed. Examples of solutions which may be worth investigating include vacuum-skin, modified atmosphere (e.g. oxygen-depleted) and portioned packaging systems for meat, as well as sealed film, modified atmosphere and active packaging configurations (e.g. ethylene absorbers) for fresh fruit and vegetables.

The use of representative estimates of packaging-related food waste generation rates is essential to obtain reliable results. However, this could be frequently challenging, due to the current scarcity of packaging specific food waste data and of reliable estimation models. Further research would thus be needed to produce empirical waste generation data for specific product-packaging combinations, as well as to develop simple but reliable analytical solutions to estimate food waste rates associated with innovative packaging alternatives not yet available on the market.

7. References

- Buzby, JC, Wells, HF, Hyman, J, 2014. The Estimated Amount, Value, and Calories of Postharvest Food Losses at the Retail and Consumer Levels in the United States, EIB-121, U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service.
- Conte, A, Cappelletti, GM, Nicoletti, GM, Russo, C, Del Nobile, MA, 2015. Environmental implications of food loss probability in packaging design. *Food Res Int* 78, 11-17.
- Dobon, A, Cordero, P, Kreft, F, Østergaard, SR, Robertsson, M, Smolander, M, Hortal, M, 2011. The sustainability of communicative packaging concepts in the food supply chain. A case study: part 1. Life cycle assessment. *Int J LCA* 16 (2), 168-177.
- FAO, 2011. Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. Rome
- Grant, T, Barichello, V, Fitzpatrick, L, 2015. Accounting the Impacts of Waste Product in Package Design. *Procedia CIRP* 29, 568-572.
- Lee, P, Osborn, S, Whitehead, P, 2015. Reducing food waste by extending product life. WRAP Final Report.
- Manfredi, M, Fantin, V, Vignali, G, Gavara, R, 2015. Environmental assessment of antimicrobial coatings for packaged fresh milk. *J Clean Prod* 95, 291-300.
- Quested, T, 2013. The Milk Model. Simulating Food Waste in the Home. WRAP Final Report.
- Robertson, GL, 2013. Food Packaging: Principles and Practice, Third Edition. CRC Press, Boca Raton.
- Silvenius, F, Grönman, K, Katajajuuri, J-M, Soukka, R, Koivupuro, H-K, Virtanen, Y, 2014. The Role of Household Food Waste in Comparing Environmental Impacts of Packaging Alternatives. *Packag Technol Sci* 27, 277-292.

Stenmarck, Å, Jensen, C, Quested, T, Moates, G, 2016. Estimates of European food waste levels. FUSION – Reducing food waste through social innovation.

Thoma, G, Popp, J, Nutter, D, Shonnard, D, Ulrich, R, Matlock, M, Kim, DS, Neiderman, Z, Kemper, N, East, C, Adom, F, 2013. Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *Int Dairy J* 31 (Supplement 1), S3-S14.

Verghese, K, Lewis, H, Lockrey, S, Williams, H, 2015. Packaging's Role in Minimizing Food Loss and Waste Across the Supply Chain. *Packag Technol Sci* 28, 603–620.

Wikström, F and Williams, H, 2010. Potential environmental gains from reducing food losses through development of new packaging – a life-cycle model. *Packag Technol Sci* 23, 403–411.

Wikström, F, Williams, H, Verghese, K, Clune, S, 2014. The influence of packaging attributes on consumer behaviour in food-packaging life cycle assessment studies - a neglected topic. *J Clean Prod* 73, 100-108.

Williams, H, Wikström, F, 2011. Environmental impact of packaging and food losses in a life cycle perspective: a comparative analysis of five food items. *J Clean Prod* 19 (1), 43-48.

WRAP (Waste and Resource Action Programme), 2013b. Household Food and Drink Waste in the United Kingdom 2012.

Zhang, H, Hortal, M, Dobon, A, Bermudez, JM, Lara-Lledo, M, 2015. The Effect of Active Packaging on Minimizing Food Losses: Life Cycle Assessment (LCA) of Essential Oil Component-enabled Packaging for Fresh Beef. *Packag Technol Sci* 28, 761–774.

2^ CLASSIFICATO

Life Cycle Sustainability Assessment advancements in the automotive lightweight design

Laura Zanchi^{1*}, Alessandra Zamagni², Massimo Delogu¹, Marco Pierini¹

¹Department of Industrial Engineering, University of Florence, via Santa Marta 3, 50139 Florence, Italy

²Ecoinnovazione srl, Spin-off ENEA – Via Guido Rossa 26, 35020 Padova, Italy

Email*: laura.zanchi@unifi.it

Abstract

This paper addresses advancements for the Life Cycle Sustainability Assessment on both theoretical and practical level, supported by the implementation of real LCSA case studies in the automotive sector. Among the most relevant aspects, this paper deals with two important elements: i) the consistency and clarity in the goal and scope settings, according to the inherent differences of LCA, LCC and S-LCA; the integration of results in accordance to transparency, trade-off handling and a final synthesis of the sustainability assessment. The main outcomes are: a conceptual map to guide goal and scope definition; the implementation of a method to integrate and interpret LCSA results, based on Multi-Criteria Decision Analysis. This work has been specifically developed according to a sector-specific approach as a way to foster the practicability of the methodology among organizations; and it represents one of the first examples of LCSA application to the lightweight design in the automotive sector.

1. Introduction

The awareness for a sustainability approach where environmental evaluations are combined with economic and social ones for selecting the best trade-off among the three dimensions of sustainability is arising among scientific community, as well as the industrial sector (Pallaro et al. 2015). Within this framework, the companies need effective and transparent measurement methodologies and tools to understand and manage the impacts of their decisions at an early design phase of new products. The Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) methodology, a combination of LCA, Life Cycle Costing (LCC) and Social LCA (S-LCA), is introduced as a comprehensive sustainability assessment of products and processes along their whole life cycle (Kloepffer 2008; Finkbeiner et al. 2010).

The automotive sector is considered a sector on the rise and vehicles are responsible for large-scale environmental and socio-economic impacts at every life cycle stage: raw material stage, characterized by intensive resources and energy consumptions; use stage, affecting global fuel demand, air pollutants emissions and road accidents; End-of-Life involving complex waste management systems (Jasinski et al. 2015). Hence, the car manufacturers have been

implementing several technical solutions to meet legislation requirements (e.g. 2009/443/EC, 2000/53/EC), corporate strategy towards sustainability and satisfy consumer expectations. Lightweight design, by means of material substitution, is one of the main concern for OEMs since it is proved to reduce fuel demand and tail pipe emissions. However, the material selection process needs to balance many aspects - technical performances and feasibility, materials recyclability, environmental impact of material production – and this leads to face controversial issues (Raugei et al. 2015). New materials (e.g composite) are considered promising alternatives to traditional ones; nevertheless, their adoption could produce socio-economic impacts, which are not yet mapped and evaluated. In this regard, LCSA is a candidate for supporting the early design phase as far as it is able to quantitative compare different product concepts and provide insights about improvement possibilities, also describing trade-off transparently.

This paper represents one of the first work dealing with the LCSA application to the lightweight design in the automotive sector, and it is part of a PhD research project developed within the Department of Industrial Engineering of Florence.

2. Objectives and method

The main objective of this paper is to discuss if LCSA can be a supporting tool in the early design phase of vehicle components and which are the challenges to make it fully applicable. In the framework of this overarching goal, the research would contribute to the LCSA advancements by answering the following questions: i) How goal and scope can be defined in a consistent and clear way, according to the inherent differences of LCA, LCC and S-LCA? ii) As far as LCSA is concerned, can multi-criteria methods be the instrument for integrating results in a transparent and feasible way, avoiding impacts compensations?

The research method compels three main phases. An initial state-of-the-art, carried out through a structured critical review on the open methodological aspects on LCSA in all the sectors; afterwards the main aspects arising from the review were narrowed down taking into account the peculiarities of the automotive sector. The critical review covers 118 publications, retrieved from the common search engines (scopus, sciencedirect, and googlescholar), in the field of S-LCA and LCSA over a time span of 10 years, from 2006 to 2016. For the automotive sector, the review has also included the corporate-related documents, as documents able to provide insights concerning the social area. Then two methodological aspects – goal and scope, and integration of results - have been developed in a theoretical level and, according to deductive reasoning, they have been tested by means of case studies developed in collaboration with OEMs.

3. State-of-the-art

The LCSA framework has been recently proposed and, despite some initiatives at international and national level, it still presents many open issues that need further progress for its full operationalization. The framework is built upon the ISO 14040:2006, and requires to carry out a contemporary and complementary implementation of the three methodologies, namely LCA, LCC and S-LCA

(Finkbeiner et al. 2010), under consistency requirements. When putting LCSA into practice, it is evident that challenges concern both the framework itself, the level of maturity of the single methodologies and their intrinsic features. According to the UNEP/SETAC guidelines (UNEP/SETAC 2011), LCSA mainly relies on defining goal and scope in a structured and appropriate way, thus discussing the equivalence/appropriateness of functional unit (FU) and system boundaries are key research issues. Among the three methodologies, S-LCA is the youngest technique of analysis and, for this reason, there are much rooms for progress in its theoretical foundations (e.g. FU, system boundaries convergence) that need to be faced also in the light of LCSA progress.

The high number of indicators and the following need of selecting the most relevant ones is also discussed in literature (Neugebauer et al. 2015). Moreover, LCSA has to deal with appropriate methods for results presentation, communication and interpretation in accordance to the objective of avoiding compensation between the pillars (Atilgan and Azapagic 2016; Finkbeiner et al. 2010). According to Keller (2015), two general ways of integrating results can be observed from LCSA literature: i) structured discussion of advantages/disadvantages and trade-offs; ii) aggregation by weighting. The first, based on verbal argumentations and benchmarking tables, is promoted in those cases particularly complex where the subjectivity of value-based weighting should be avoided and information of both quantitative and qualitative indicators need to be exploited (Keller et al. 2015). Weighting is seen as one option that is not recommended in every occasions but which is generally used in the decision making context (Finkbeiner et al. 2010). LCSA has to tackle weighting between indicators at different levels (i.e. impact vs. performance, mid-point vs. end-point): within each sustainability dimensions and among the three dimensions. In the literature, two more structured approaches are present: the Life Cycle Sustainability Triangle (Finkbeiner et al. 2010; Onat et al. 2016) and the Life Cycle Sustainability Dashboard (Finkbeiner et al. 2010; Schau et al. 2012). Moreover, the use of Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) to integrate the three aspects of sustainability within the LCSA framework is analysed by some authors in different sectors (Onat et al. 2016; Atilgan and Azapagic 2016).

4. Results and discussions

4.1. A conceptual map for the goal and scope definition

In the goal and scope definition, the S-LCA peculiarities play an important role; in fact, the recent applications and research show that some concepts typical of LCA do not completely fit with the intrinsic feature of a social analysis (e.g. functional unit and a product-level assessment) (Martínez-Blanco et al. 2015). For this reason, an accurate research has been developed in order to discuss the most important challenging aspects of the goal and scope phase of S-LCA, that need to be transferred in the LCSA framework. By means of a systematic literature review of S-LCA papers (89) seven key elements affecting the goal and scope and inventory phases of the studies have been identified and discussed: perspective, product system, data type, system boundaries, stakeholders

selection, functional unit, indicators selection. They have been afterward placed into a conceptual map into seven nodes grouped into a four-step procedure representing a suggestion for an orderly procedure of analysis. This research is extensively reported in (Zanchi et al., 2016). The analysis of the sector-specific publications in the field of social sustainability - organization-oriented analysis and product-oriented S-LCA – currently did not allow to fully tailor the conceptual map to the sector, due to the limited sample. The perspective indicates the angle from which the analysis is carried out, and the interests of the stakeholders affected by the product/technology analysed: for this reason, it is an important aspect for better defining the scope and the affected stakeholders of the social analysis. It affects in turns the definition of the system boundaries and the FU. Table 1 lists the perspective types encountered for each methodology of the LCSA. When LCSA is applied to an early design phase of a component the producer/company perspective (component or car manufacturer) could be applied. The consumer perspective is considered less interesting since the consumer could not directly experience the single component but the whole vehicle.

*Table 1: Perspective types in the life cycle-based methodologies *(Swarr et al. 2011); ** (Zanchi et al. 2016).*

	Perspective types		
LCA	Multi-stakeholder/who develops the analysis		
LCC*	Producer	Consumer	Society
S-LCA**	Company	Region	State

For the time being, there is no consensus on how to properly define the product system in the LCSA since the adoption of a technology-oriented approach, typical of LCA, could be not appropriate for the social part (Zanchi et al., 2016). The product system of an automotive component could be contemporary presented according to a technology-oriented and organization-oriented¹ method, thus helping in the LCA and LCC data gathering, and S-LCA data collection respectively. Similarly, the system boundaries definition requires additional reasoning and for this reason a double-layer scheme, based on a physic layer and effect layer, is proposed by Zanchi (2016) (Figure 1). The system boundaries are not necessarily the same for the LCA, LCC and S-LCA, but the principle of system boundaries equivalence based on relevance for each assessment needs to be guaranteed. In this case, the object of the analysis (one component) is the main driver for the physic layer definition.

Stakeholder identification and involvement are considered fundamental for the identification of the most relevant social aspects, but the principles guiding their selection are rarely expressed since data availability and resource constraints are still the main drivers of the analysis (Zanchi et al., 2016). In most of the articles from the automotive sector, only workers are considered (Schau et al. 2012), whereas local community and society are included to a less extent. Yet, in the

¹ The product system consists of a number of individual companies dealing with industrial processes taking place throughout the product life cycle

corporate-related documents also other stakeholder groups are mentioned and, according to the answers provided by the companies involved in the case studies, the most important stakeholder groups are: employees, suppliers, customers and communities.

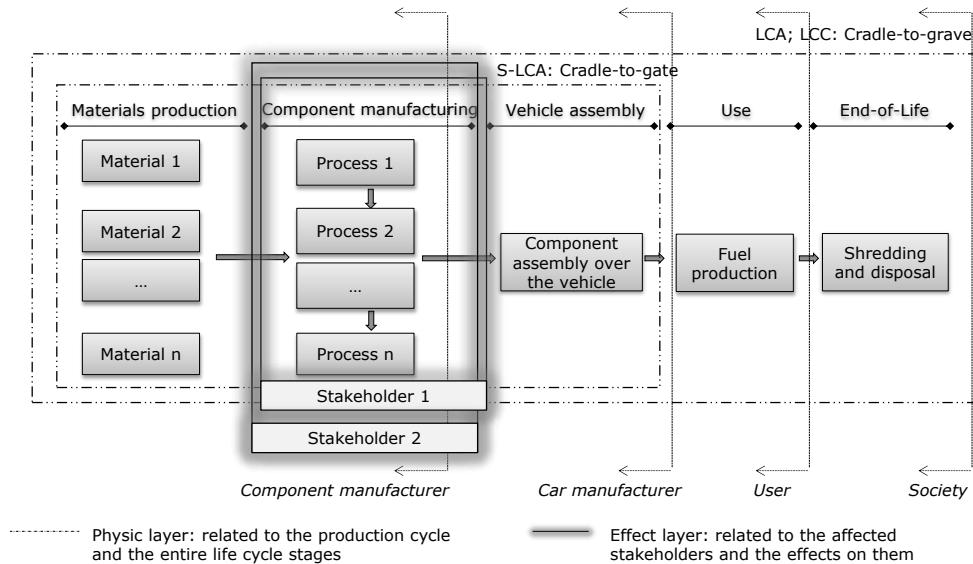


Figure 1: Perspectives and double layers system boundaries (physic and effect layer) of an automotive component.

The use of FU is one of the most discussed aspect in terms of how to link social indicators (both quantitative and qualitative) to the FU (Martínez-Blanco et al. 2015), and how social information at organisational level can be transferred to the product system (Zamagni et al. 2011). Most of the S-LCA studies define the FU also in accordance with the need of consistency with LCA and LCC; however, results are often presented without a direct link with it. In the automotive sector, the FU can be expressed as one component to be mounted on a given vehicle, characterized by a specific powertrain system, referring to a life-distance expressed as kilometres and years. Recently the Handbook developed by the Roundtable for Product Social Impact Assessment initiative suggests to allocate social indicators based on the worked hours per product (PRé Sustainability 2014). The automotive sector is among the founders of this initiative, coordinated by PRé Consultant, which aims at developing a practical and consensus-based methodology for organisations to assess the social sustainability of products. Currently, the Handbook proposes two main approaches for the social assessment – quantitative and qualitative – based on a list of social performance indicators, grouped into several social topics, and related to three stakeholder groups. In this research, the quantitative approach has been selected as a starting point for the data collection; it includes a set of quantitative indicators in the form of absolute numbers or percentages.

4.2. Integration of results in the LCSA framework

Few works exist about LCSA application in the automotive sector and no studies dealing with LCSA application as a supporting tool during component/vehicle design exist, with the exception of (Schau et al. 2012). Consequently, in order to

identify an adequate and applicable method for the results integration, the research has tapped into literature related to different sector. Among the several methods, the MCDA method named TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution) was found to be one of the most popular especially in the engineering area. The TOPSIS method allows to obtain the ranking of alternative depending on their performances with reference to a set of criteria and the importance that such criteria have according to different kind of judgment (Wang et al. 2009). It is able to manage variables with different units of measure, and considers, in addition to the distance from the ideal positive alternative, also the distance from a negative ideal option obtained combining the worst performances of alternatives in respect to the single criterion. Its mathematical operations and data could be easily handled and programmed since the number of steps remains the same regardless of the number of criteria. Moreover, it does not require any decision maker intervention rather than the criteria weights. Finally, it is particularly suggested for those decision cases with a low number of alternatives. For all these reasons, in this study the TOPSIS method, combined with the fuzzy theory, as proposed by (Onat et al. 2016), has been selected and integrated according to the procedural steps in Figure 2.

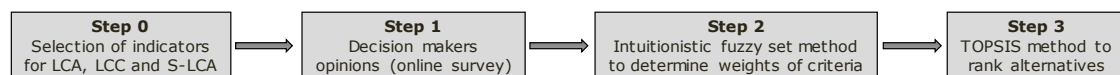


Figure 2: Procedure for the integration of LCA, LCC and S-LCA results within the LCSA analysis.

A selection process relied on companies' involvement and prioritization based on experts' judgment, resulted on a set of 32 indicators: 14 LCA indicators from EC-JRC (2011); 25 S-LCA indicators from the quantitative approach of the Handbook for Product Social Impact Assessment (PRé Sustainability 2014); 4 LCC indicators according to the four life cycle stages raw materials, production, use and End-of-Life. They have been prioritized (scale from 0 to 5) according to the judgement of a pool of experts by means of an online survey. The fuzzy set theory has been used to elaborate answers from the online survey to calculate weights of criteria (in a scale 0-1), used as input for the TOPSIS. The TOPSIS provides a raking of alternatives according to a single score between 0 (worse) and 1 (better). In this research, results have been analysed according two additional levels reported on radar charts (Figure 3 shows graphs as an example): the first refers to sustainability dimensions contributions (LCA, LCC and S-LCA); the second concerns the stakeholders' points of view. Overall, such results presentation was found to enhance the LCSA results interpretation since, besides a single score comparison, it enables the investigation of the main contributions to such result.

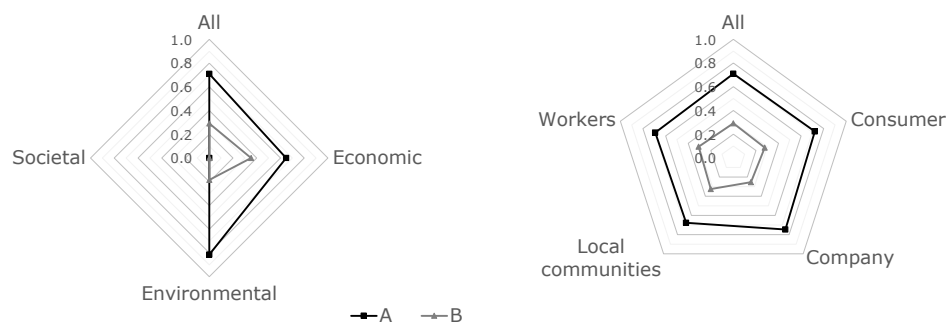


Figure 3: Radar chart for presenting TOPSIS results.

5. Conclusions

This paper presents results upon LCSA advancements in the automotive sector; in particular, the methodology applicability is examined in the early design phase of vehicle components. The research would contribute to the development of LCSA tailored to the characteristics of the automotive sector and addressing some methodological aspects on a theoretical level, also supported by real case studies. Among the several methodological challenges, this paper deals with two important elements: the first is the consistency and clarity in the goal and scope settings, according to the inherent differences of LCA, LCC and S-LCA; the second is the integration of results in accordance to transparency, trade-off handling and a final synthesis of the sustainability assessment. A conceptual map able to guide practitioners in the goal and scope phase is proposed; it includes the most important elements that need to be attentively defined in order to manage specifically the social assessment peculiarities. Although some directions for each node of the map have been identified for the automotive sector, however additional practical implementations could strengthen such reasoning. The integration of results is one of the most important challenge in the LCSA application since a clear and comprehensive approach for interpreting results and make a decision is fundamental. Among the approaches available in literature, the TOPSIS method has been chosen to integrate LCA, LCC and S-LCA results. All the preparatory steps have been also identified and addressed. The indicators selection is one of the most challenging, especially regarding the social part where many indicators, not already codified, exist. The current literature of the sector is still limited and could not provide clear insights in this regard; as a consequence a first selection has been made according to European guidelines and outcomes from international initiative which finally resulted into 32 indicators. Nevertheless, further work is necessary to strength and reduce the number since the data collection and results elaboration were found still too onerous at organization level. As far as TOPSIS concerned, the applicability of such method, in relation to others, and its presence in the sector are the main reasons. It allowed to define the best alternative also when a high number of indicators are used since the mathematical operations and data could be easily

handled in an Excel programmed workbooks. Results have been elaborated according to different levels - single score, sustainability area and stakeholder group perspective - thus permitting to identify potential trade-off. Nevertheless, its use is strictly linked to comparative analysis and the high number of indicators used could hinder the final interpretation in terms of impacts and possible technical solutions. In this sense, limiting the number of indicators could improve the effective use of the method during an early design phase when decisions need to be taken. The research stressed that TOPSIS method needs necessarily to be supported by preliminary steps for the indicators prioritization and weights calculations. The survey was found a practicable way to identify the priority level of a set of sustainability criteria and its use represented an effective way to enhance stakeholder involvement. In addition, the intuitionistic fuzzy set method was found a feasible approach for the weights criteria definition; however, this research would encourage the analysis of other methods in order to identify the most appropriate one. There are many opportunities for future works; in particular discussing the different nature of the selected indicators (performances vs. impact) and going ahead in the testing and selection processes of the social indicators within the framework of collaborations with companies directly involved in the component product stage. Moreover, some directions could regard the analysis of specific challenges related to lightweighting such as socio-economic sustainability of End-of-Life management and use stage emissions, among others.

6. Bibliography

Atilgan, B, Azapagic, A, 2016. An integrated life cycle sustainability assessment of electricity generation in Turkey. *Energy Policy* 93:168–186. doi: 10.1016/j.enpol.2016.02.055.

EC-JRC, 2011. European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union; 2011.

Finkbeiner, M, Schau, EM, Lehmann, A, Traverso M, 2010. Towards Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability* 2:3309–3322. doi: 10.3390/su2103309.

Jasinski, D, Meredith, J, Kirwan, K, 2015. A comprehensive review of full cost accounting methods and their applicability to the automotive industry. *J Clean Prod* 108, Part A:1123–1139. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.06.040.

Keller, H, Rettenmaier, N, Reinhardt, GA, 2015. Integrated life cycle sustainability assessment – A practical approach applied to biorefineries. *Appl Energy* 154:1072–1081. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.01.095.

Kloepffer, W, 2008. Life cycle sustainability assessment of products: (with Comments by Helias A. Udo de Haes, p. 95). *Int J Life Cycle Assess* 13:89–95. doi: 10.1065/lca2008.02.376.

Martínez-Blanco, J, Lehmann, A, Chang, Y-J, Finkbeiner, M, 2015. Social organizational LCA (SOLCA)—a new approach for implementing social LCA. *Int J Life Cycle Assess* 20:1586–1599. doi: 10.1007/s11367-015-0960-1.

Neugebauer, S, Blanco, JM, Scheumann, R, Finkbeiner, M, 2015. Enhancing the practical implementation of life cycle sustainability assessment - proposal of a Tiered approach. *J Clean Prod.* doi: 10.1016/j.jclepro.2015.04.053.

- Onat, NC, Gumus, S, Kucukvar, M, Tatari, O, 2016a. Application of the TOPSIS and intuitionistic fuzzy set approaches for ranking the life cycle sustainability performance of alternative vehicle technologies. *Sustain Prod Consum* 6:12–25. doi: 10.1016/j.spc.2015.12.003.
- Pallaro, E, Subramanian, N, Abdulrahman, MD, Liu, C, 2015. Sustainable production and consumption in the automotive sector: Integrated review framework and research directions. *Sustain Prod Consum* 4:47–61. doi: 10.1016/j.spc.2015.07.002.
- PRé Sustainability, 2014. Handbook for Product Social Impact Assessment. Viewed 5 Dec 2016. <http://product-social-impact-assessment.com/roundtable-for-product-social-metrics/>.
- Raugei, M, Morrey, D, Hutchinson, A, Winfield, P, 2015. A coherent life cycle assessment of a range of lightweighting strategies for compact vehicles. *J Clean Prod*. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.05.100.
- Schau, EM, Traverso, M, Finkbeiner, M, 2012. Life cycle approach to sustainability assessment: a case study of remanufactured alternators. *J Remanufacturing* 2:1–14.
- Swarr, TE, Hunkeler, D, Klöpffer, W, et al, 2011. Environmental life-cycle costing: a code of practice. *Int J Life Cycle Assess* 16:389–391. doi: 10.1007/s11367-011-0287-5.
- UNEP/SETAC, 2011. Towards a Life cycle sustainability assessment: making informed choices on products UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. UNEP-SETAC Life-Cycle Initiative, Paris, France.
- Wang, J-J, Jing, Y-Y, Zhang, C-F, Zhao, J-H, 2009. Review on multi-criteria decision analysis aid in sustainable energy decision-making. *Renew Sustain Energy Rev* 13:2263–2278. doi: 10.1016/j.rser.2009.06.021.
- Zamagni, A, Amerighi, O, Buttol, P, 2011. Strengths or bias in social LCA? *Int J Life Cycle Assess* 16:596–598. doi: 10.1007/s11367-011-0309-3
- Zanchi, L, Delogu, M, Zamagni, A, Pierini, M, 2016. Analysis of the main elements affecting social LCA applications: challenges for the automotive sector. *Int J Life Cycle Assess*. doi: 10.1007/s11367-016-1176-8.

3[^] CLASSIFICATO

Life cycle assessment of shale gas in the UK

Carla Tagliaferri^{1*}, Paola Lettieri¹, Chris Chapman²

¹Department of Chemical Engineering, University College London, Torrington Place
London WC1E 7JE, UK

²Advanced Plasma Power (APP), Unit B2, Marston Gate, South Marston Business
Park, Swindon, SN3 4DE, UK

Email*: carlatagliaferri@gmail.com

Abstract

The remarkable US growth of shale gas and the associated decrease in the US natural gas prices has catalysed an increasing interest of shale gas resource exploration in other areas of the world. Commercial drilling operations have not yet commenced, but exploration is taking place in some European countries, including the UK. Major environmental concerns, regarding the amount and the handling method of the emissions associated with hydraulic fracturing, the disposal of waste water and the low well productivity, have pushed some countries to ban exploration and trials. We contextualize the shale gas extraction to the UK condition and use the methodology of Life Cycle Assessment (LCA) to estimate the environmental burden of shale gas production, processing and distribution at low pressure to the consumer. The detailed hot spot analysis of the impact of shale gas on the watersheds is reported.

1. Introduction

The remarkable US growth of shale gas and a decrease in the US natural gas prices has catalysed an increasing interest of shale gas resource exploration in other areas of the world. Several European countries hold significant recoverable reserves of shale gas (EIA, 2013). Apart from the US, commercial drilling operations have not yet commenced, but exploration is taking place in some European countries, including the UK. European shale gas exploitation could potentially completely transform the world-wide energy market but an eventual commercial development needs to be rooted on solid knowledge about its environmental impacts, according to the European geological characteristics and legislation. Major environmental concerns, regarding the amount and the handling method of the emissions associated with hydraulic fracturing, the disposal of waste water and the low well productivity, have pushed some countries to ban exploration and trials. Our study contextualizes the shale gas extraction to the UK condition where the estimate of recoverable gas has made the debate on shale gas highly interesting.

Environmental concerns associated with the shale gas extraction, determined in 2011 an increased scientific activity in the US focused on the estimate of the carbon footprint associated with this new technology (Jiang et al. 2011, Stephenson et al., 2011, Howarth et al., 2011). Howarth et al. (2011) were

between the first authors to estimate the global warming potential of US shale gas production and use. The use of a high GWP for methane and the expression of the results per MJ of gas and kWh of electricity, led them to the highly contested statement that shale gas may determine a carbon footprint even higher than that of coal (Cathles et al., 2011 and Burnham et al., 2011). In the following US literature, some studies claimed that the burden of shale gas is few percent higher than that of conventional gas (Stephenson et al., 2011) and some others claimed the opposite results (Burnham et al., 2011) but none of them confirm the results reported by Howarth et al. (2011). Some country related studies on the environmental impact caused by the shale gas extraction have also been conducted in countries, other than the US, that might develop their national shale gas reserves, such as China (Chang et al., 2014) and the UK (Stamford and Azapagic., 2014).

The main focus of all the studies previously mentioned is limited to the estimation of the carbon footprint of shale gas production and use. To date, only three studies also explore other impacts of shale gas: Jiang et al. (2014) and Clark et al. (2013) study the water life cycle of US shale gas extraction whereas in the UK, Stamford and Azapagic. (2014) analyse different impact indicators (depletion of energy sources, acidification potential etc.).

To the author's knowledge, this research is the first one of this type that performs a detailed life cycle hot spot analysis of the UK shale extraction process. This paper focuses in particular on the results concerning the impact of shale gas on watersheds.

1.1. An overview on the shale gas extraction process

The entire process of shale gas extraction and production involves the following steps: site exploration and preparation, road and well pad construction, vertical and then horizontal drilling, well casing, perforation, hydraulic fracturing, completion, production and abandonment and reclamation of the site. In vertical drilling the depth of the shale formation is reached, then, directional drilling is used to curve the well bore to the horizontal, in order to follow the shale formation. Steel casing pipes are installed in the borehole and cemented to the surrounding rock formation. The casing of the horizontal well is then perforated and the phase of hydraulic fracturing takes place. This consists of pumping fracturing fluids down the well bore under high pressure to create fractures in the producing rocks along the horizontally drilled hole to increase productivity. The fracturing fluid comprises almost 99% of water and proppant (usually silica sand), the rest being a blend of different chemicals. Flowback water is the water produced from the well immediately after the pressure of fracturing fluids is released and before gas production commences. This flowback water is collected and must be disposed of safely as it contains part of the chemicals injected with the fracturing fluids and also substances naturally present in the reservoir, such as: salt, radioactive materials, hydrocarbon, metals, etc. The phase of well completion includes the preparation of the borehole, the installation of pipes, the escape of gas to clear the debris and also the flowback period. The completion emissions associated with shale gas are different from

those associated with conventional natural gas, because of the hydraulic fracturing phase. The estimated ultimate recovery (that is the amount of gas recovered throughout the entire life of the well, EUR) is a key characteristic of shale gas wells, as this is usually lower than conventional wells.

2. Life cycle assessment methodology

Life cycle assessment can support decisions in any type of environmental management. The entire life cycle of valuable goods, products, and services, from 'cradle' to 'grave', is accounted for in the environmental impact study. LCA helps identifying the process 'hot spots' that are the process units prevalently contributing to the environmental burden. The International Standard Organization ISO 14040:2006 (ISO, 2006) provides standard guidelines on how to perform an LCA analysis for improving decision support. It consists of four stages: i) Goal and scope definition; ii) Inventory analysis; iii) Impact assessment; iv) Interpretation. In the goal and scope definition, the purpose of the study is defined and also the following points are addressed: i) what political or technical decision will depend on the results of the study; ii) what are the system boundaries for the study iii) what is the basis for comparison between different alternatives (i.e. what is the functional unit). During the inventory analysis phase all the environmentally relevant inputs and outputs of the process are identified on the basis of the functional unit. In the impact assessment phase the inputs and outputs previously collected are classified in different groups according to the type of environmental impact they contribute to and assigned to specific impact categories. According to the mass flow, each environmental intervention is transformed into an environmental burden through a common unit, specific for the environmental category. The last phase includes the analysis of the results obtained in the previous phases and the drawings of the conclusion based on the points reported in the goal and scope definition. The ISO standard recommends that the environmental benefits of recovered resources should be accounted using the method of "system expansion". The system boundaries are broadened to include the avoided burdens of conventional production processes (Eriksson et al., 2007). We follow a pragmatic distinction between the foreground and the background; the foreground is the set of processes whose selection or mode of operation is directly affected by decisions based on the study, whereas the background is defined as all other processes which interact with the foreground, usually by supplying or receiving material or energy.

In this work, we use the LCA methodology to analyse the impact of shale gas on water, including use, consumption and degradation. According to the ISO standard (ISO, 2014) water use is the measured amount of water input into a product system or process (this usually is the total water withdrawn from environment). Fresh water use is further differentiated in consumptive water use and degradative water use. The freshwater consumption includes all fresh water losses on a watershed level which are caused by evaporation, release of fresh water into sea (as fresh water is a limited natural resource), etc. Degradative water use identifies the use of water that determines quality degradation and

pollution. If the polluted water is released again to watershed then this use of water does not have to be considered consumptive. All indirect burdens included in the inventory are UK country specific. Calculations are performed using GaBi 6 LCA software (Thinkstep, 2015).

3. Objectives of the work: system boundaries and functional unit

The objective of this work is to perform the life cycle assessment of UK shale gas extraction taking account of the prevailing European geological conditions and environmental legislation. The following points are addressed in this paper: i) Building a detailed mass and energy balance of the UK shale gas production process; ii) Performing the hot spot analysis of shale gas production in the UK according to the water modeling principles (ISO, 2014). A broader analysis of other impact indicators and a sensitivity analysis on key parameters have also been performed and are reported in Tagliaferri et al. (2016). As widely reported in literature, (Stephenson et al., 2011 and Stamford and Azapagic, 2014) we assume that the extraction of shale gas involves exactly the same processes as the extraction of conventional gas except for all the operations associated with the hydraulic fracturing. Therefore, two models have been built: the first model (identified as the base model) accounts for the extraction of conventional gas and includes all the common processes between conventional and unconventional extraction. The second model (identified as the hydraulic fracturing model) includes all the processes specific to shale gas extraction (that are: horizontal drilling, fracking of the rocks, flowback disposal and handling of emissions associated with hydraulic fracturing). The modelling approach and the system boundary are reported in Fig. 1. The results are reported according to the delivery of 1 MJ (NCV) of natural gas to the final consumer at low pressure (< 7 bar and > 0.75 mbar).

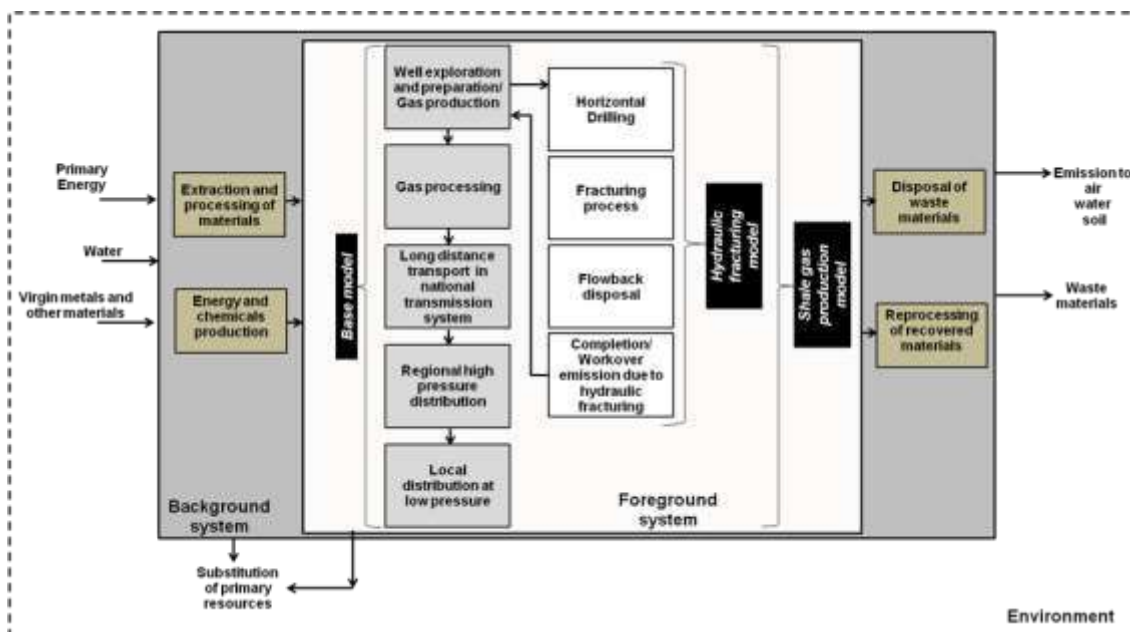


Figure 1: System boundary.

4. Life cycle inventory

This paper originally develops the LCA of shale gas supply to the UK; literature data for production and supply have been collected and shaped according to the chosen system boundaries and LCA models.

4.1. *Base model*

The base model includes the processes of gas field exploration, conventional natural gas production, natural gas purification, long distance transport and regional distribution. The inventory accounts for energy and material requirements, production, treatment and disposal of wastes, transport, emissions to atmosphere and infrastructure production. The inventory data are based on the Ecoinvent database (Swiss Centre for Life Cycle Assessment, 2014).

4.2. *Hydraulic fracturing model*

The inventory for the hydraulic fracturing model is based on data reported in literature. We assume that the flowback ratio is 25%, flowback water is disposed through industrial treatment, emissions associated with the hydraulic fracturing process are captured and gathered into the pipelines and the EUR is $85 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (MacKay and Stone, 2013). A sensitivity analysis on the most environmentally criticised operations in shale gas production, such as flowback disposal method and emission handling has been reported in Tagliaferri et al. (2016). Inventory data for horizontal drilling are taken from Burnham et al. (2011). The emissions due to diesel machineries used during hydraulic fracturing and horizontal drilling are included in the model and these are based on the amount of diesel consumed. The amount of water and sand needed for the rocks fracturing process are taken as an average of the values reported in literature (Stephenson et al., 2011, Jiang et al., 2014, Stamford and Azapagic, 2014 and MacKay and Stone, 2013). The chemicals are assumed to be $\sim 0.05\%$ of the fracturing fluid. Transport of the materials used during the shale gas extraction operation is included in the analysis. The fully detailed inventory is reported in Tagliaferri et al. (2016).

5. Results

The water use of shale gas extraction is due to the hydraulic fracturing model for 91%, see Fig. 2a. The detailed hot spot analysis of the process associated with hydraulic fracturing (Fig. 2b) shows that the main contributors to the water use are the fracking of shale formation and, also the flowback disposal process, whereas the other operations have a negligible influence. Given the assumption that all the flowback is disposed through industrial treatment, the use of water can be either degradative or consumptive, depending on the flowback ratio. If the flowback ratio is lower than 100% then the direct disposal always determines a consumptive use of water. Conversely, when the flowback ratio is

higher than 100%, the use of water is not consumptive but only degradative. In this study, the use of water is consumptive (25% of flowback ratio) and at the same time degradative. The hot spot analysis of the fracturing process (Fig. 2c) shows that the water use is due to: the production of sand used in the fracturing liquids (60%), to the withdrawal of fresh water used for cracking the rocks (23%) and to the production of fracturing chemicals (17%). Regarding the 60%, fracking sand must be of uniform size and shape and to achieve this, a complex processing after mining is needed (Wisconsin Department of Natural Resources, 2012). The processing plants wash, dry, sort, and store the sand and waste water is produced. This explains the burden associated to the process of sand mining and processing. In particular, the water used for sand mining involves a degradation of water. The water used to produce diesel for transport is negligible.

The water consumption in shale gas extraction is associated with the hydraulic fracturing model for more than 50% (Fig. 2d) (the consumption of water in conventional onshore gas extraction is less than half of the water consumed in shale gas extraction, see the base model of Fig. 2d). The hot spot analysis of the hydraulic fracturing model (Fig. 2e) identifies the two main contributors to the water consumption: fracturing itself and flowback disposal. The detailed hot spot analysis of the flowback disposal methods (see Fig. 2f) shows that the transport represents a negligible contribution to the burden with the consumption of water being mainly associated with the disposal treatment. The value of water consumption for this operation is negative because this unit operation implies a net release of lower quality water to fresh watersheds. The water consumed to treat the flowback is offset by the degrade water released to environment. Regarding the injection process of fracturing fluids into the shale formation, the consumption of water is for 99%, due to the background process of withdrawal of fresh water used in the fracturing fluids. In this case the production of sand and chemicals are negligible (the graph is not reported).

The degradation of fresh water in shale gas extraction (the figure is not reported because this represents the difference between water use and water consumption) is almost due for 100% to the model of hydraulic fracturing.

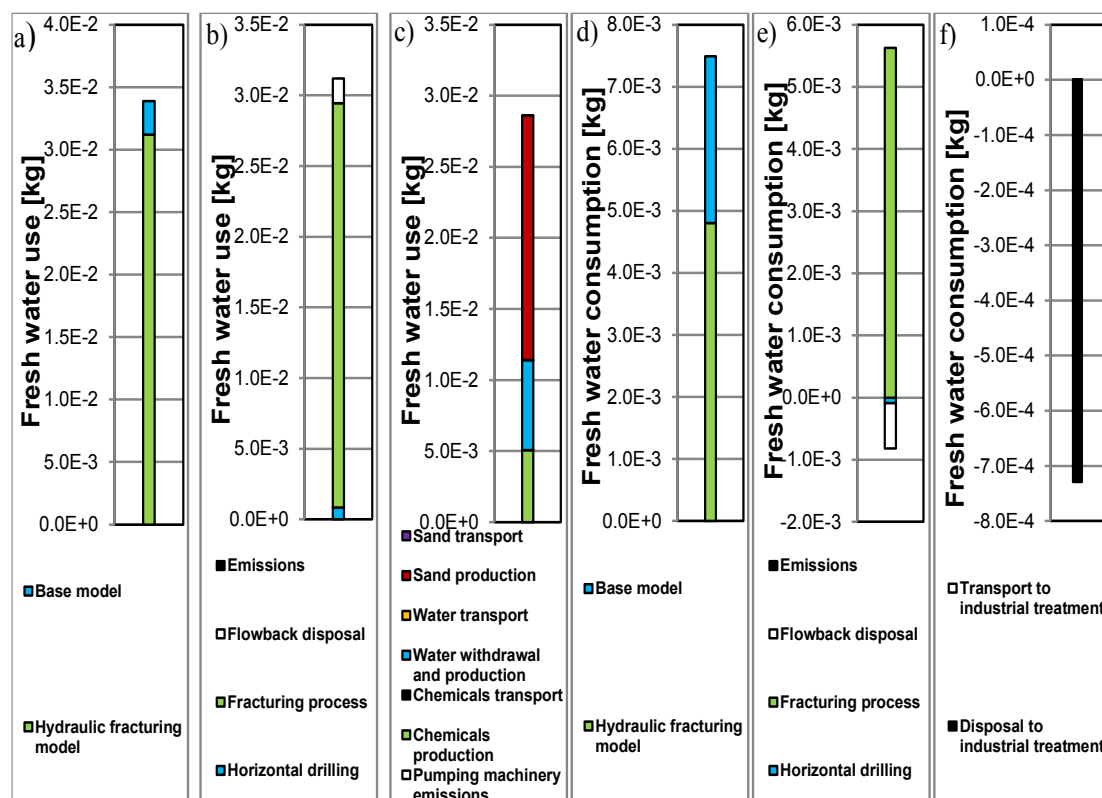


Figure 2: Water use of: (a) shale gas production; (b) the hydraulic fracturing model; (c) the fracturing process. Water consumption of: (d) shale gas production; (e) the hydraulic fracturing model; (f) the flowback disposal.

6. Conclusions

Shale gas in Europe is in its early stage of exploration and research, and is pushed by the promising development it had in the US where hydraulic fracturing is already a well-known technology. In the UK, exploration and trials of UK shale gas reserves have started but commercial production has not begun yet. We have performed a broad environmental assessment of UK shale gas exploitation including exploration, production and transmission at low pressure to the consumer. Our LCA analysis was based on UK or EU inventory based data. In this paper, we reported the results on a detailed hot spot analysis of the impact of shale gas on watershed. Mining of the sand used in fracking fluids and water withdrawal have been shown to determine the main impacts on water use and degradation.

Governmental bodies in countries that are seeking to develop their shale gas reserves need to ensure that appropriate legislation, mainly regarding waste water discharge and fracturing chemicals production is in place. This will minimize the use and consumption of fresh water.

7. Acknowledgment

This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement no. 640979.

8. References

- Burnham, A, Han, J, Clark, CE, Wang, M, Dunn, JB, Palou-Rivera, I, 2011, Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Shale Gas, Natural Gas, Coal, and Petroleum. *Environ. Sci. Technol.* 46, 619-627.
- Cathles, L, Brown, L, Taam, M, Hunter, A, 2011, A commentary on "The greenhouse-gas footprint of natural gas in shale formations" by R. W. Howarth, R. Santoro, and A. Ingraffea. *Clim. Change*, 113, 1-11.
- Chang, Y, Huang, R, Ries, RJ, Masanet, E, 2014, Shale-to-well energy use and air pollutant emissions of shale gas production in China, *App. En.* 125, 147-157.
- Clark, CE, Horner, RM, Harto, CB, 2013, Life Cycle Water Consumption for Shale Gas and Conventional Natural Gas. *Environ. Sci. Technol.* 47, 11829-11836.
- EIA, 2013, Technically Recoverable Shale Oil and Shale Gas Resources: An Assessment of 137 Shale Formations in 41 Countries Outside the United States, viewed 20th February 2017, <<http://www.eia.gov/analysis/studies/worldshalegas/pdf/fullreport.pdf>>.
- Eriksson, O, Finnveden, G, Ekvall, T, Björklund, A, 2007, Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion. *Energy Policy* 35, 1346-1362.
- Howarth, RW, Santoro, R, Ingraffea, A, 2011, Methane and the greenhouse-gas footprint of natural gas from shale formations: A letter. *Climatic Change*, 106, 679-690
- ISO, 2014, ISO 14046 Water footprint - Principles, requirements and guidelines, 2014.
- ISO, 2006, ISO 14040:2006a, International Standard, In: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework, 2006.
- Jiang, M, Hendrickson, CT, VanBriesen, JM, 2014, Life Cycle Water Consumption and Wastewater Generation Impacts of a Marcellus Shale Gas Well, *Environ. Sci. Technol.* 48, 1911-1920.
- Jiang, M, Griffin, WM, Hendrickson, C, Jaramillo, P, VanBriesen, J, Venkatesh, A, 2011, Life cycle greenhouse gas emissions of Marcellus shale gas. *Enviro. Re. Lett.* 6, 1-9.
- MacKay, DJC, Stone, TJ, 2013, DECC Department of energy and climate change. Potential Greenhouse Gas Emissions Associated with Shale Gas Extraction and Use.
- Stamford, L, Azapagic, A, 2014, Life cycle environmental impacts of UK shale gas. *Applied Energy*, 134, 506-518.
- Stephenson, T, Valle, JE, Riera-Palou, X, 2011, Modeling the Relative GHG Emissions of Conventional and Shale Gas Production. *Environ Sci Technol*, 45, 10757-10764.
- Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2014, Ecoinvent: the life cycle inventory data, Version 3.0.
- Tagliaferri, C, Clift, R, Chapman, C, Lettieri, P, 2016, Shale gas: a life cycle perspective for UK production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, doi:10.1007/s11367-016-1207-5.
- Thinkstep international, 2015, GaBi 6 software-system and databases for life cycle engineering. Stuttgart, Echterdingen.
- Wisconsin Department of Natural Resources, 2012, Silica Sand Mining in Wisconsin, viewed 18th November 2016, <<http://dnr.wi.gov/topic/mines/documents/silicasandminingfinal.pdf>>.

ENEA – Servizio Promozione e Comunicazione

www.enea.it

Settembre 2017

Il Convegno è organizzato con in patrocinio di:



Setac Italian Branch



Società Chimica Italiana, Divisione di
Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali



Ordine dei Chimici
della Toscana



Ordine Ingegneri della Provincia di Siena



Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare



Provincia di Siena



Comune di Siena

Sponsor del Convegno:



Centrofarc



Mater - Bi



Europe Direct Siena



Tecno Service

CENTRO DI INFORMAZIONE



La Bottega di Stigliano



Servizi Ecologici Integrati